

**Informe científico para el Programa Estratégico de Investigación Institucional (PEI)
“Cambio social y desarrollo sostenible”**



Tema general:

Acceso al agua de calidad

Tercer eje de la investigación:

Nuevos tipos de contaminación y posibilidades de remediación

Coordinadora del eje:

Violeta Martínez

Investigadores:

Violeta Martínez

Jaime Salinas

Orestes Luserra

Investigadores internacionales:

Doorae Lee

Ibrahim Alyami

Hercilio Zimila

Eduardo Sáez

Robert Arnold

David Quanrud

Asistentes de investigación:

Fernando Bautista

Andrea Fuentes

María José López

Gerson Valencia

Camila Calderón

Julio de 2023

Índice

1. Introducción.....	6
1.1. Planteamiento del problema	7
1.2. Justificación	8
1.3. Objetivos	9
1.3.1. Objetivo general.....	9
1.3.2. Objetivos específicos	9
1.4. Alcances	9
1.5. Limitaciones	10
1.6. Integración del eje en el proyecto temático	10
2. La calidad de los ríos en El Salvador	12
2.1. Antecedentes	12
2.2. Metodología	14
2.3. Resultados	14
2.3.1. Variación de los parámetros de calidad.....	14
2.3.2. Variación temporal del ICA y de las aptitudes de uso	18
2.3.3. Ubicación geográfica de la contaminación	21
3. Contaminantes emergentes y actividad fotosensible en aguas salvadoreñas.....	26
3.1. Antecedentes	26
3.2. Metodología	29
3.2.1. Recolección de muestras	30
3.2.2. Caracterización de los sitios muestreados	32
3.2.3. Determinación de contaminantes emergentes	34
3.2.4. Evaluación de la actividad fotosensible	36
3.3. Resultados	39
3.3.1. Calidad del agua de los sitios muestreados	39
3.3.2. Contaminantes emergentes detectados preliminarmente	40
3.3.3. Comportamiento de la actividad fotosensible	44
3.3.4. Ajuste a modelo cinético	48
4. Estado de las plantas de tratamiento en El Salvador	50
4.1. Antecedentes	50
4.2. Metodología	52
4.3. Resultados	53
4.3.1. Consulta realizada al MARN en el 2020	53
4.3.2. Análisis de datos del sitio web	59
5. Conclusiones.....	65
6. Proyecciones.....	67
Referencias.....	68
Anexos.....	73

Índice de figuras

Figura 2.1. Variación promedio anual de pH para las 10 regiones hidrográficas de El Salvador.	14
Figura 2.2. Valores promedio multianuales de pH por región hidrográfica	15
Figura 2.3. Valores máximos y promedios multianuales de concentración de nitratos por región hidrográfica	16
Figura 2.4. Valores promedio multianuales de concentración de oxígeno disuelto (OD) por región hidrográfica	17
Figura 2.5. Variación temporal del ICA.	18
Figura 2.6. Variación temporal de la aptitud para potabilización convencional.	18
Figura 2.7. Variación temporal de la aptitud para riego.	20
Figura 2.8. Variación temporal de la aptitud para usos recreativos.	20
Figura 2.9. Variación temporal de la aptitud para consumo animal.	21
Figura 2.10. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2006.	22
Figura 2.11. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2007.	22
Figura 2.12. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2010.	23
Figura 2.13. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2018.	23
Figura 2.14. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2020.	24
Figura 3.1. Plantas de tratamiento a nivel nacional y en la cuenca del río Lempa.	29
Figura 3.2. Ubicación de los sitios de muestreo	30
Figura 3.3. Secuencia de identificación de la actividad fotosensible.	36
Figura 3.4. Ensamble experimental de los experimentos de irradiación base.	37
Figura 3.5. Concentración de cafeína detectada en los sitios de muestreo.	39
Figura 3.6. Concentración de atenolol detectada en los sitios de muestreo.	39
Figura 3.7. Concentración de ibuprofeno detectada en los sitios de muestreo.	40
Figura 3.8. Concentración de propilparabeno detectada en los sitios de muestreo.	40
Figura 3.9. Concentración de trimetoprima detectada en los sitios de muestreo.	40
Figura 3.10. Concentración de dexametasona detectada en los sitios de muestreo.	41
Figura 3.11. Concentración de gemfibrozilo detectada en los sitios de muestreo.	41
Figura 3.12. Concentración de hidroclorotiazida detectada en los sitios de muestreo.	41
Figura 3.13. Diseño experimental óptimo.	44
Figura 3.14. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA.	44
Figura 3.15. Comparación entre los controles oscuros (celeste) y los experimentos de irradiación base (verde).	45
Figura 3.16. Comparación entre los controles con azida de sodio (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)	46
Figura 3.17. Concentración de 1O_2 en el estado pseudo estacionario producida en los sitios de muestreo.	47
Figura 4.1. Estimación de la cantidad de plantas de tratamiento de aguas residuales en el periodo 2012-2019.	53
Figura 4.2. Estimación del consumo de agua anual de las instalaciones que contaban con plantas de tratamiento en el periodo 2012-2019.	53
Figura 4.3. Estimación de las fuentes de abastecimiento de las instalaciones que contaba en las plantas de tratamiento entre 2014-2019	54
Figura 4.4. Cantidad de plantas que cuentan con tratamiento primario (anaranjado), secundario (amarillo) y terciario (verde).	55
Figura 4.5. Tipos de tecnología utilizados en el tratamiento preliminar y primario.	55
Figura 4.6. Tipos de tecnología utilizados en el tratamiento secundario.	56
Figura 4.7. Tipos de tecnología utilizados en el tratamiento terciario.	56
Figura 4.8. Ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas que se encuentran operando actualmente en el país	58

Figura 4.9. Distribución departamental de las plantas de tratamiento de aguas residuales ordinarias	58
Figura 4.10. Distribución geográfica de las plantas de tratamiento de aguas especiales	60
Figura 4.11. Ubicación de los vertidos que se descargan sin ningún tipo de tratamiento	62

Índice de tablas

Tabla 2.1. Parámetros y pesos utilizados para calcular el ICA.....	13
Tabla 2.2. Periodos de recolección de las muestras utilizadas en la determinación del ICA.	25
Tabla 3.1. Ubicación exacta de los sitios de muestreo.....	32
Tabla 3.2. Métodos utilizados para estimar la calidad del agua de los sitios muestreados.....	33
Tabla 3.3. Operación del equipo de cromatografía líquida (LC) acoplada a espectrometría de masas (MS) (Anumol et al., 2015).	34
Tabla 3.4. Descripción de las especies detectadas.....	35
Tabla 3.5. Propuesta de rutina para la detección de FFA en el HPLC.	39
Tabla 3.6. Concentración de carbono orgánico total detectada en los sitios de muestreo.....	40
Tabla 3.7. Variación de la temperatura en el tiempo de los tres casos estudiados.....	45
Tabla 3.8. Pérdida de volumen por evaporación al cabo de 9 h en los tres escenarios estudiados.	45
Tabla 4.1. Tipos de tecnologías utilizadas en las plantas de tratamiento no administradas por ANDA en 2019	52
Tabla 4.2. Sectores industriales de las empresas que contaban con tratamiento de aguas residuales	53
Tabla 4.3. Modelos de gestión de las plantas de tratamiento de tipo ordinario.....	61
Tabla 4.4. Tipos de tecnologías utilizadas en las plantas de tratamiento de agua de tipo ordinario.	62
Tabla 4.5. Clasificación industrial de las empresas que cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales especiales.....	63

1. Introducción

Esta investigación, enmarcada dentro del proyecto estratégico institucional “Acceso al agua de calidad”, pretende hacer una revisión profunda del estado de la calidad del agua de los ríos de El Salvador y los factores que podrían estar asociados con su deterioro. Además, plantea un enfoque novedoso bajo el cual se espera estudiar, de forma preliminar, la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en algunos de los cuerpos de agua dulce con mayor relevancia hídrica en el territorio.

En el primer capítulo se expone la problemática de la contaminación del agua en El Salvador, el nivel de avance en el conocimiento de las características de esta contaminación y la necesidad de generar nuevas formas de entender su evolución en los últimos años. Posteriormente, este escenario se contrapone con la realidad latinoamericana para mostrar que existe un vacío en los esfuerzos de investigación que se llevan a cabo en Centroamérica. De esta manera, se formulan los objetivos generales y específicos, los alcances y limitaciones. De estos objetivos se desprenden tres áreas de estudio que, aunque están relacionadas entre sí, se han abordado independientemente para facilitar el desarrollo de la metodología y la exposición y discusión de los resultados.

Así, el segundo capítulo, que responde principalmente al primer objetivo específico, desarrolla una línea base para entender el nivel de contaminación en los ríos salvadoreños, utilizando como fuente de información principal los datos de los informes de calidad de agua publicados por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) desde el 2006. En este caso, se ha hecho un análisis temporal de la variación del Índice de Calidad de Agua (ICA) y las aptitudes de uso para potabilización convencional, riego, fines recreativos y consumo animal. En el caso del ICA, también se realizó una interpolación enfocada en la zona hidrográfica del río Lempa para mostrar gráficamente las zonas donde se concentra el deterioro del agua de los ríos.

En el tercer capítulo, planteado para el segundo objetivo específico, se discute la metodología adoptada para medir un grupo de compuestos orgánicos emergentes (farmacéuticos, productos de cuidado personal, aditivos alimenticios, etc.) en los ríos Lempa y Sucio y el Embalse Cerrón Grande con el apoyo de la Universidad de Arizona. De las especies químicas evaluadas, la cafeína, el atenolol y el ibuprofeno presentaron las mayores concentraciones. Aunque los niveles detectados están en el rango de los ng/L, su presencia en el agua causa preocupación porque aún se desconocen los efectos que la exposición prolongada a estos químicos podría causar en los seres humanos y la naturaleza. Como parte de un aporte adicional, también se estudió la oxidación avanzada mediada por luz ultravioleta en el rango A (UVA) como uno de los potenciales mecanismos de remoción. En este caso, se ha logrado identificar que la eliminación de estos compuestos puede ocurrir naturalmente, pero que sucede en un grado que aún no es suficiente para alcanzar eficiencias elevadas. No obstante, fue posible determinar que el mecanismo principal que ocurre en este proceso es la fotólisis indirecta mediada por el oxígeno singlete, un potente oxidante cuya vida media osciló en el orden de 10^{-14} - 10^{-13} M al igual que en otras investigaciones.

Como una respuesta al porqué de esta contaminación, el cuarto capítulo hace una revisión de diferentes fuentes de información para estimar el estado de las plantas de tratamiento existentes en el país. Para ello, se escogieron dos fuentes principales, ambas proporcionadas por el MARN. A pesar del esfuerzo de recopilación, y aunque ha sido posible hacer una estimación de la cantidad de plantas de tratamiento en El Salvador, sigue siendo difícil tener un

dato concreto sobre el porcentaje de agua residual que recibe tratamiento antes de ser descargada. Igualmente, se realizó una compilación de los tipos de tecnología más utilizados. Finalmente, los últimos dos capítulos reúnen las conclusiones y las recomendaciones que se desprenden de los tres capítulos anteriores para poder darle continuación a este eje de investigación.

1.1. Planteamiento del problema

Desde el 2006, el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) ha realizado un monitoreo permanente en 121-123 sitios de muestreo ubicados en 55 ríos de todo el país. Durante este periodo, se han publicado cerca de 11 informes que recopilan las características de estos ríos en función de los parámetros tradicionales de pH, temperatura, coliformes fecales, demanda de oxígeno y contenido de fósforo y nitrógeno, entre otros. Además, muchas instituciones han estudiado el estado de la calidad del agua de humedales de gran importancia para el territorio. Aunque el MARN cuenta con abundante documentación previa sobre este tema, hasta ahora no se ha realizado un esfuerzo de sistematización que permita comprender integralmente el estado de la calidad del agua y su relación con las actividades antropogénicas en la sociedad salvadoreña.

En la historia de los tratamientos de aguas residuales, o aguas de desecho, la medición de estos parámetros tradicionales permitía diseñar tecnologías cuyo funcionamiento era capaz de reducir sus concentraciones significativamente. Sin embargo, debe entenderse que estos parámetros no son “contaminantes” o “especies químicas” específicas que dañan la calidad del agua, sino que constituyen indicadores sobre los cuales se han construido ciertos criterios de calidad (Metcalf & Eddy, 2016). En los últimos cien años, de hecho, el avance en las investigaciones sobre calidad de agua ha permitido identificar que estos criterios tradicionales se están quedando cortos en la determinación de si una muestra de agua tiene una calidad “buena” o “mala”. En el Reino Unido, por ejemplo, se encontró que, a pesar de que el agua de sus ríos fuera categorizada generalmente como “buena”, se estaba dando un problema bastante serio de mutaciones genéticas en los órganos reproductivos de una variedad de peces que podía llegar a ocasionar una reducción significativa en su población. Después de examinar exhaustivamente la composición del agua en los ríos donde se originó este problema, se determinó que este fenómeno estaba siendo ocasionado por la presencia de hormonas en el agua y que estas se encontraban ahí por las descargas de aguas residuales tratadas, y sin tratar, que ingresaban a los ecosistemas acuáticos (Environment Agency, 2002). De igual manera, otros países como Estados Unidos, España, Argentina, Paquistán, China, Corea del Sur y Brasil han documentado la presencia de químicos similares en sus aguas (Baronti et al., 2000; Belfroid et al., 1999; Desbrow et al., 1998; Herrero-Hernández et al., 2013; Quinteros et al., 2017; Saad et al., 2017; Ternes et al., 1999), los cuales podrían llegar a ocasionar mutaciones genéticas en los organismos vivos, aumento de casos en enfermedades renales crónicas, bioacumulación, resistencia a los antibióticos y una posible correlación con casos de cáncer, entre otros factores que están despertando sospechas y que se encuentran bajo estudio.

Debido a los elevados reportes sobre la presencia de estos contaminantes en el agua, la comunidad científica los ha denominado globalmente como “contaminantes orgánicos emergentes”, o “micro contaminantes”, ya que, a pesar de que sus concentraciones en el agua son muy pequeñas y muchas veces indetectables por los equipos de medición básicos, se ha reconocido que representan un grave peligro para cualquier forma de vida. Actualmente, este grupo de químicos está en expansión, pero abarca farmacéuticos (antibióticos, antidepresivos, analgésicos, etc.), pesticidas, productos de cuidado personal (sustancias que están presentes

en los jabones, cremas, champús, protectores solares, artículos de limpieza del hogar, etc.), químicos de uso común (azúcares artificiales, cafeína, etc.) y químicos comerciales. A la fecha, muchos de éstos han sido detectados también en fuentes de agua potable, por lo que se supone que muchas poblaciones los consumen en el agua de grifo sin saberlo. Aunque delimitar el origen concreto de esta contaminación es una tarea compleja debido a la gran variedad de especies en la lista, se ha logrado establecer que la causa principal es la descarga de aguas residuales tratadas y sin tratar a los ríos. En El Salvador, existe una alta sospecha de que los contaminantes orgánicos emergentes ya están presentes en los ríos. En el 2014 y 2017, por ejemplo, un grupo de investigación donde participó Carlos Orantes, doctor en medicina graduado de la Universidad de El Salvador (UES), reportó la presencia de pesticidas en la zona costera del país y estableció una correlación fuerte con casos de enfermedades renales crónicas en las zonas de estudio (Quinteros et al., 2017). Además, de resaltar la importancia de llevar la investigación en el tema de calidad de agua a otros niveles que ya están generando preocupación en otros países, estos hallazgos también refuerzan la hipótesis de que existen contaminantes emergentes en los ríos y aguas superficiales del país. Sin embargo, para poder ampliar esta línea de investigación, es necesario abordar sistemáticamente el vacío de la investigación, de modo que puedan comprenderse técnicamente la degradación de los recursos hídricos del país, los factores que han contribuido con los altos niveles de contaminación y la identificación de nuevos tipos de contaminación.

1.2. Justificación

Los informes de calidad de agua publicados por el MARN entre 2006 y 2020 reflejan un grave deterioro de la calidad de los ríos de El Salvador. Sin embargo, no se ha realizado un esfuerzo holístico que permita sistematizar los hallazgos, relacionarlos con los factores que podrían estar intensificando los niveles de contaminación e identificar qué grado de afectación tienen en la sociedad. Mediante esta investigación, se pretende crear una línea base que permita evaluar integralmente la mayor fuente de datos en materia de calidad de las aguas superficiales de El Salvador, determinando los puntos de contaminación críticos y apuntando algunas de las causas que más han contribuido con el deterioro. De esta forma, esta sistematización podría llegar a ser utilizada en futuras investigaciones para crear planes de remediación focalizados o profundizar el estado actual de la investigación.

De igual manera, la revisión de los esfuerzos de investigación a nivel internacional sobre contaminación del agua muestra que hay un vacío de información en El Salvador que aún puede superarse. En Estados Unidos, por ejemplo, se han detectado concentraciones significativas de farmacéuticos, pesticidas y productos de cuidado personal en pozos de agua dulce poco profundos, ríos y lagos. Igualmente, se han presentado otros casos en el Oriente Medio, Europa y Sudamérica (Kolpin et al., 1998, 2002; Ternes et al., 1999; De Gerónimo et al., 2014; Saad et al., 2017), por lo que, se han incentivado los esfuerzos de la comunidad científica para comprender los mecanismos de eliminación y transformación que estos compuestos químicos sufren en el medio ambiente y la manera en que pueden llegar a causar daños potenciales en los ecosistemas y las especies nativas.

En El Salvador, existen pocas investigaciones sobre esta problemática. Los casos de estudio más recientes datan del 2017, donde se determinó indirectamente la presencia de agroquímicos en pozos y su relación con la ocurrencia de enfermedades renales crónicas (Quinteros et al., 2017). Este precedente, aunado al manejo ineficiente del caudal de aguas residuales, generado en el territorio que fue reportado en el último inventario de plantas de tratamiento del 2008 (Calles Hernández, 2012; Gómez Domínguez et al., 2009), permite sentar una base teórica para aseverar que este tipo de contaminación ya está presente en el país y que

su prevalencia puede llegar a dañar irreversiblemente la calidad de los recursos hídricos. Para superar esta brecha, este proyecto busca hacer un estudio preliminar de al menos 13 contaminantes emergentes en muestras de agua del Embalse Cerrón Grande y los ríos Lempa y Sucio, de modo que sea posible generar nuevos datos para profundizar sobre la calidad de las aguas salvadoreñas.

Además, partiendo de la hipótesis de que estas especies químicas están presentes en los cuerpos de agua naturales salvadoreños, se evaluarán algunos mecanismos de eliminación, dentro de los que se incluyen los procesos de oxidación avanzada basados en reacciones fotolíticas directas o indirectas. Mediante estos esfuerzos, se espera generar información novedosa no sólo sobre nuevas formas de contaminación, sino sobre posibles técnicas de remediación que podrían llegar a explotarse en el futuro con el apoyo de la comunidad científica internacional. Finalmente, para entender cuáles podrían ser las principales fuentes de contaminación del agua, el proyecto plantea recopilar información sobre el estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales que operan actualmente en el país.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

- Sistematizar el estado de la calidad del agua de los ríos de El Salvador y determinar si existen nuevos tipos de contaminación mediante la evaluación preliminar de la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en el Embalse Cerrón Grande, el río Lempa y el río Sucio.

1.3.2. Objetivos específicos

- Elaborar una línea base para conocer el estado de la calidad del agua de los ríos salvadoreños y su evolución en los últimos veinte años, mediante la revisión exhaustiva de los informes de calidad de agua publicados por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN).
- Evaluar la presencia de 13 contaminantes orgánicos emergentes en el Embalse Cerrón Grande, el río Lempa y el río Sucio, por medio de la técnica de cromatografía líquida de alta presión acoplada a espectrometría de masas.
- Determinar la presencia de actividad fotosensible en el Embalse Cerrón Grande, el río Lempa y el río Sucio, a través de experimentos de irradiación con luz ultravioleta en el rango A (UVA, 300-400 nm).
- Establecer la cantidad y el estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales instaladas en El Salvador.

1.4. Alcances

La elaboración de la línea base sobre el estado de los ríos de El Salvador se fundamentó en la información recopilada en los Informes de Calidad de Agua publicados por el MARN entre 2006 y 2020. Aunque ha habido esfuerzos de investigación importantes realizados por diferentes instituciones, se consideró únicamente esta base debido a que es la más representativa en el tiempo para todo el territorio.

Para la evaluación de los contaminantes emergentes, la recolección de muestras se llevó a cabo en las tres zonas más estratégicas del país, que incluyen el río Lempa, el Embalse Cerrón Grande y el río Sucio, cada uno seleccionado por su extensión o por encontrarse cerca de los puntos de descarga de los parques industriales más grandes de la capital. Asimismo, las especies químicas evaluadas abarcaron principalmente fármacos y productos de cuidado personal debido a la técnica experimental que se encontraba a la disposición.

Para la evaluación de la actividad fotosensible, se realizaron experimentos de irradiación únicamente con luz UVA debido a que los resultados de otras investigaciones han catalogado ese espectro de la luz como el más efectivo en la remoción de contaminantes emergentes. En cuanto al estudio de las plantas de tratamiento existentes en el territorio, se planteó únicamente una revisión de la literatura y entrevistas con el sector industrial.

1.5. Limitaciones

Debido a la extensión del río Lempa, la principal limitante de la investigación en la evaluación de la actividad fotosensible y la presencia de contaminantes emergentes fue la realización de un muestreo estadísticamente representativo. Para superar este inconveniente, se planteó la recolección de muestras de agua en puntos estratégicos que incluían las zonas alta, media y baja del río Lempa, incluyendo el Embalse Cerrón Grande, y también un punto de recolección en el río Sucio debido a su cercanía con las plantas de tratamiento de uno de los parques industriales más grandes de la zona central del país.

La falta de equipo especializado supuso dificultades sustanciales para la caracterización profunda de las especies contaminantes presentes en el agua. Para superar este punto, se enviaron muestras a la Universidad de Arizona. Los resultados de estos análisis permitieron profundizar las características del agua en función de parámetros fotoquímicos y contenido de materia orgánica, pero debido a la agenda de investigación de la Universidad de Arizona, no fue posible que asignaran personal dedicado exclusivamente al estudio de las muestras salvadoreñas. Adicionalmente, la obtención de información por parte de las instituciones gubernamentales generó serios obstáculos para el levantamiento de la línea base de las plantas de tratamiento y la calidad de agua de los ríos. Para superar este inconveniente, se optó por hacer un acercamiento directo con la empresa privada.

1.6. Integración del eje en el proyecto temático

De manera general, el proyecto “Acceso al agua de calidad” busca generar información relevante no sólo sobre a la oferta y demanda de agua en el país, sino también sobre los niveles de contaminación de los recursos hídricos que constituyen las fuentes de abastecimiento de agua potable más importantes del país y las causas de su degradación. En este eje, el problema de la contaminación ha sido analizado desde tres perspectivas, que incluyen una revisión minuciosa de los informes de calidad de agua de los ríos publicados por el MARN en el periodo de 2006 a 2020, la evaluación preliminar de la presencia de contaminantes emergentes en cuerpos de agua dulce y la elaboración de una línea base sobre la cantidad de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales que se encuentran operando actualmente en el país. De este modo, la interconexión con los demás ejes de investigación puede entenderse de la siguiente forma:

- Relación con el Eje 1: dado que este componente se enfocó en estudiar la relación entre oferta y demanda de agua en el país, considerando las brechas y desigualdades en la distribución, la información recopilada en el tercer eje brinda una guía para conocer la

calidad del agua que es ofertada a los salvadoreños y salvadoreñas, concibiéndola desde la evolución de la calidad de los ríos desde el 2006 en términos del ICA y las aptitudes de uso para potabilización convencional, riego, contacto con humanos y consumo animal; la presencia de contaminantes emergentes y posibles técnicas de remediación y las principales causas que podrían estar dando origen a esta contaminación.

- Relación con el Eje 2: el enfoque del tercer eje se relaciona directamente con el segundo componente del proyecto porque expande el análisis de la contaminación de los recursos hídricos. Mientras que el segundo eje evalúa los cambios en las dinámicas de uso de suelo, disponibilidad de agua y movilidad de contaminantes desde una perspectiva hidrológica, el tercer eje aborda la misma problemática desde las disciplinas de la ingeniería química y la ingeniería ambiental, mostrando la evolución de la calidad del agua en términos de los parámetros fisicoquímicos tradicionales y generando nuevos insumos desde el estudio preliminar de los contaminantes emergentes presentes en los ríos Lempa y Sucio y el Embalse Cerrón Grande.
- Relación con el Eje 4: la información contenida en los Ejes 2 y 3 permite entender de manera holística las diversas formas en que el derecho al agua potable puede ser vulnerado. Además, dado que este componente de la investigación considera el establecimiento de una línea base sobre la cantidad de plantas de tratamiento que se encuentran operando actualmente en el país, los resultados también podrían servir para dar sentido a las vías legales para reclamar la preservación de los recursos hídricos salvadoreños.

2. La calidad de los ríos en El Salvador

2.1. Antecedentes

El concepto de calidad de agua es diverso y difícil de estandarizar, ya que se define en función del uso que esta tendrá. En términos muy generales, la calidad del agua puede definirse como un listado de concentraciones, especificaciones y aspectos físicos de sustancias orgánicas e inorgánicas contenidas en ella, así como también de la composición y el estado de la biota de los ecosistemas acuáticos. En El Salvador, existe un compromiso internacional de establecer la calidad de las masas de agua nacionales, pues el país es signatario de la Agenda 2030 y, por ende, de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), entre los cuales se encuentra el ODS 6 Agua limpia y saneamiento, que, en su meta 6.3, menciona que debe establecerse el porcentaje de masas de agua de buena calidad con las que cuenta el territorio como un indicador de cumplimiento (indicador 6.3.2).

De acuerdo con portal de datos sobre el ODS 6 de ONU-Agua, El Salvador contaba con el 59.7 % de masas de agua tipificadas como de buena calidad para el 2020. Sin embargo, esta información contrasta radicalmente con el Informe de la Calidad de Agua de los ríos de El Salvador, publicado por el MARN para el mismo período, ya que en ese documento se establecía que ninguno de los 122 sitios evaluados mediante el Índice Canadiense de Calidad del Agua (ICA) había obtenido dicha categorización y que, más bien, el 71.3 % presentó una mala calidad. El ICA utilizado en esa evaluación es un modelo internacional implementado 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 que puede oscilar entre cero, la nota más baja, y cien, la nota más alta, de esta forma, se 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

La utilización de índices de calidad es una forma práctica de representar, a través de la asignación de un valor numérico, la categorización que una fuente de agua puede tener en función de la agrupación de diversos parámetros de calidad medidos en un sitio y tiempo determinado. La tabla 2.1 muestra los parámetros y los pesos que son utilizados actualmente para calcular el ICA.

Tabla 2.1. *Parámetros y pesos utilizados para calcular el ICA*

N.º	Parámetro	Unidades	Peso asignado
1	Oxígeno disuelto	% de saturación	0.17
2	Coliformes fecales	NMP/100 mL	0.15
3	pH	--	0.12
4	DBO ₅	mg/L	0.10
5	Nitrato	mg/L	0.10
6	Fosfato	mg/L	0.10
7	Cambio de temperatura	°C	0.10
8	Turbidez	UNT	0.08
9	Sólidos disueltos	mg/L	0.08
Totales			

El comportamiento de las cualidades físicas, químicas y microbiológicas también permite evaluar si el agua cumple con las aptitudes para ser utilizada en riego; 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 del país mediante una red de monitoreo ubicada en 122 sitios de muestreo, que se agrupan en las regiones hidrográficas de la Bahía de Jiquilisco y los ríos Lempa; Paz; Cara Sucia-San Pedro; Grande, de Sonsonate; Mandinga; Jiboa-Estero de Jaltepeque; Grande, de San Miguel; Sirama y Goascorán. Aunque algunos de los resultados corresponden únicamente a la época seca y la emisión de los reportes no ha sido continua, la información recopilada durante los últimos diecisiete años constituye la base de datos más amplia sobre la calidad del agua superficial en El Salvador.

Debido a las discrepancias de los datos publicados en diversas fuentes y la segregación de la información, en este estudio se ha hecho una revisión exhaustiva de 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. Además, el propósito de esta compilación es ofrecer elementos de juicio sobre la situación del recurso bajo la perspectiva de Calidad de Agua para Consumo humano, de modo que pueda hacerse un análisis de la evolución de la calidad del agua en el país, retomando los informes elaborados entre 2006 y 2020 por el MARN y cotejarlos con los valores máximos permisibles establecidos en el Reglamento Técnico Salvadoreño para agua de consumo humano, requisitos de calidad e inocuidad (RTS 13.02.01:14). Debido a que no todos los informes se encontraban disponibles, 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”. En los siguientes apartados, se mostrará la variación temporal del ICA y de las aptitudes del agua para potabilización convencional, riego, usos recreativos y consumo animal. Adicionalmente, se presentan los resultados de una interpolación con enfoque de cuenca que permitirán ubicar fácilmente qué regiones de El Salvador se encuentran más contaminadas.

2.2. Metodología

Para llevar a cabo el levantamiento de información sobre la calidad del agua de los ríos, se tomaron como base los informes de calidad del agua publicados por el MARN en 2006, 2007, 2009, 2010, 2011, 2013, 2017, 2018 y 2020. Estos estudios recopilan información específica sobre los parámetros fisicoquímicos de 121-123 sitios de muestreo ubicados en 55 ríos del país, por lo que fue posible estudiar la variación temporal de algunos de los parámetros más críticos para los cuales se establecen límites máximos en el RTS 13.02.01:14.

A su vez, las valoraciones del ICA obtenidas en los 61 sitios de muestreo de la región hidrográfica del río Lempa, correspondientes a los años 2006, 2009, 2011, 2017 y 2020, fueron interpoladas hacia el área de la cuenca hidrográfica empleando la metodología de la distancia inversa (IDW), la cual determina los valores de cada píxel en un ráster a partir de una combinación ponderada linealmente de un conjunto de datos de muestra, por lo que los puntos de muestreo se ponderan de tal manera que la influencia de un punto frente a otro, disminuye con la distancia (ESRI, 2023).

2.3. Resultados

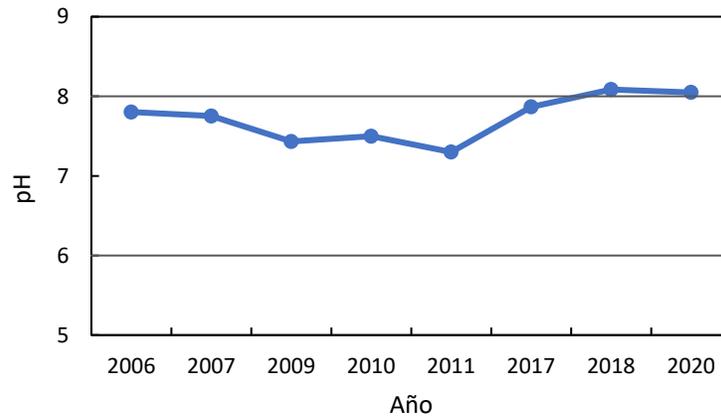
2.3.1. Variación de los parámetros de calidad

En los siguientes apartados se muestran los promedios por región hidrográfica y los promedios multianuales de los parámetros que tuvieron mayor cantidad de datos durante el periodo 2006-2020; es decir, aquéllos que fueron medidos con mayor continuidad en los informes. Además, se incluyen comparaciones con límites permisibles establecidos por el RTS para agua de consumo humano.

a) Comportamiento del pH

El pH mide el grado de acidez o alcalinidad del agua y está directamente relacionado a la concentración de iones hidrógeno presentes en ella, por lo que juega un papel fundamental en la composición química del agua debido a que se encuentra íntimamente relacionado con la solubilidad de las distintas sustancias en la matriz acuosa. El pH oscila en escala de 0 (extremadamente ácido) a 14 (extremadamente básico), siendo el valor neutro del pH 7. En aguas naturales, los rangos óptimos de pH para el desarrollo de la vida acuática oscilan comúnmente entre 6.5 y 8.5. Sobre esta base, el RTS establece valores de entre 6 y 8 como límites máximos permisibles para este parámetro. Se analizaron los datos de pH provenientes de las 10 regiones hidrográficas del país para los años 2006, 2007, 2009, 2010, 2011, 2017, 2018 y 2020, observándose diferencias significativas entre ellos ($H = 213.8$ $p < 0.05$). Al comparar los valores promedio anuales de las 10 regiones, se observa una tendencia hacia valores altos de pH, sobrepasando el límite máximo permisible establecido en el RTS para este parámetro. Los resultados de esta comparación se muestran en la figura 2.1.

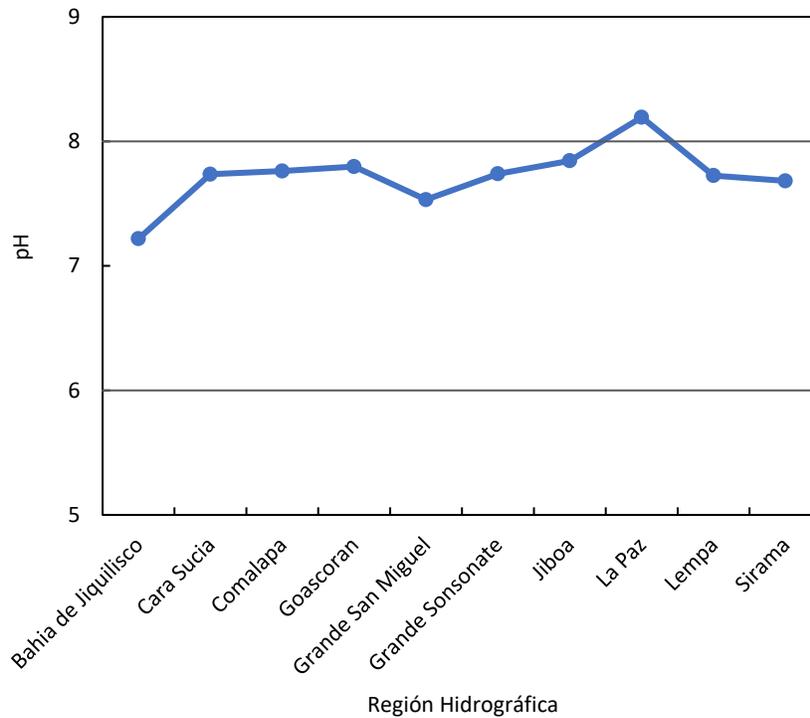
Figura 2.1. Variación promedio anual de pH para las 10 regiones hidrográficas de El Salvador



Nota. Las líneas sólidas indican los límites mínimo y máximo establecidos por el RTS.

La evaluación los valores de pH por región hidrográfica muestra el mismo comportamiento descrito anteriormente ($H 71.8 p < 0.05$). La región hidrográfica Paz, es la que presenta un valor promedio multianual alto de pH (Figura 2.5), mientras que el resto se mantiene dentro de los límites establecidos en el RTS, pero cercanos al límite máximo permisible.

Figura 2.2. Valores promedio multianuales de pH por región hidrográfica



Nota. Las líneas sólidas indican los límites mínimo y máximo establecidos por el RTS.

b) Comportamiento de la turbidez

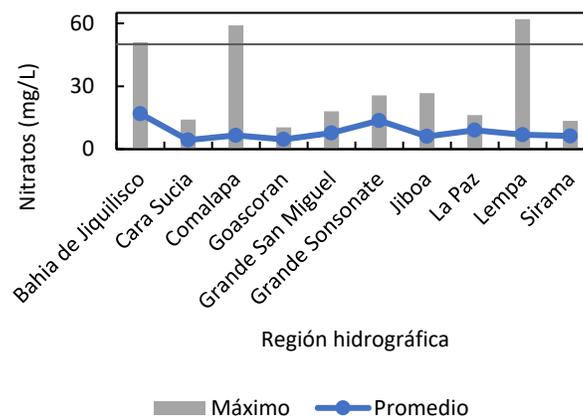
De acuerdo con el RTS, la turbidez se define como la expresión de la propiedad óptica de la muestra que causa que los rayos de luz se dispersen y absorban en lugar de ser transmitidos en línea recta a través de la muestra debido a la presencia de sólidos suspendidos en el agua. La reglamentación salvadoreña indica que, para aguas destinadas a consumo humano, esta deberá ser menor a 5 NTU. Para el análisis de los valores de turbidez, se utilizaron los datos provenientes de las 10 regiones hidrográficas del país correspondientes a los años 2006, 2009, 2010, 2017, 2018 y 2020. Al comparar los datos de turbidez tanto a escala espacial (H 57.71 $p < 0.05$), como a escala temporal (H 189.57 $p < 0.05$), se observan diferencias significativas y con excepción de la región hidrográfica Cara Sucia, todos los valores promedio, tanto a escala temporal como espacial, sobrepasan el límite máximo permisible establecido en el RTS. Sin embargo, debido a que los informes de calidad de agua fueron realizados tanto en las épocas lluviosa o seca durante el periodo de evaluación, no fue posible considerar este elemento en el análisis.

c) Comportamiento de los nitratos

La presencia de nitrato en aguas destinadas al consumo humano se ha asociado con la metahemoglobinemia, especialmente en infantes alimentados con leche preparada. Su presencia en aguas subterráneas y superficiales suele ser baja, pero puede llegar a incrementarse debido a la filtración o escorrentía de tierras agrícolas y a las descargas de aguas residuales industriales y municipales. Por esta razón, la alta presencia de nitratos en aguas destinadas al consumo humano se considera como un contaminante de origen antrópico. El RTS estipula que la concentración máxima permisible de este analito es de 50 mg/L.

La evaluación a escala temporal (H 73.5 $p < 0.05$) y espacial (H 126.56 $p < 0.05$) de este parámetro indica que existen diferencias significativas entre los años evaluados y entre las regiones hidrográficas del país. La figura 2.3 muestra que las regiones hidrográficas de Bahía de Jiquilisco, Comalapa y Lempa han mostrados niveles máximos de nitratos superiores al límite máximo permisible del RTS.

Figura 2.3. Valores máximos y promedios multianuales de concentración de nitratos por región hidrográfica



Nota. La línea sólida indica el límite máximo establecido por el RTS.

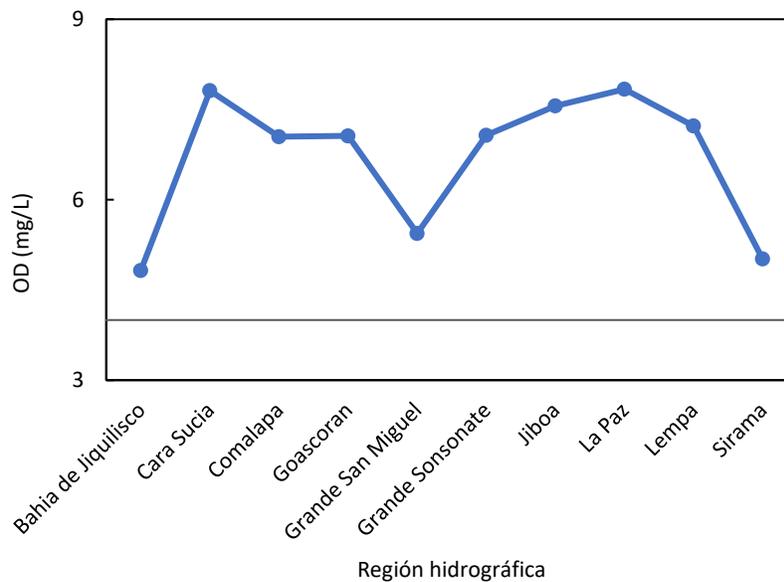
d) Sólidos totales disueltos

Los sólidos totales disueltos (TDS, por sus siglas en inglés) comprenden las sales inorgánicas, principalmente de calcio, magnesio, potasio, sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos, y pequeñas cantidades de materia orgánica que se disuelven en el agua. El RTS establece que estos no deben exceder los 1000 mg/L en aguas destinadas al consumo humano. Los TDS pueden afectar la turbidez del agua, que es otro parámetro regulado en por el RTS, y también pueden contribuir con el aumento de la temperatura y la disminución del oxígeno disuelto. Al igual que con la turbidez, los TDS aumentan de forma considerable durante la estación lluviosa, producto de la escorrentía; no obstante, al evaluar la concentración de este analito, se observó que su variabilidad es mucho menor que la de la turbidez. Al igual que con los parámetros anteriores, la evaluación de los datos de TDS a escala espacial ($H 100.0 p < 0.05$) y temporal ($H 85.32 p < 0.05$) mostraron que existen diferencias significativas entre estos. Asimismo, se observó que, durante los años 2006, 2009, 2017 y 2018, se presentaron valores de TDS superiores a los 1000 mg/L en las regiones Jiboa y Lempa.

e) Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros de calidad del agua más ampliamente relacionados con la vida acuática. Se estima que su presencia en concentraciones mayores a 4 mg/L en masas de aguas naturales favorece la diversidad de especies deseables de la biota acuática; mientras que concentraciones inferiores se relacionan a la actividad microbiana, por lo que la medida de su presencia puede utilizarse como un indicador del grado de contaminación orgánica (OMS, 1998; Sierra, 2011). Al comparar los datos de oxígeno disuelto tanto a escala espacial ($H 102.253 p < 0.05$) como a escala temporal ($H 270.232 p < 0.05$), se observa que el comportamiento es muy disímil; sin embargo, en todos los casos el valor promedio de este parámetro se encontró por encima del valor guía.

Figura 2.4. Valores promedio multianuales de concentración de oxígeno disuelto (OD) por región hidrográfica

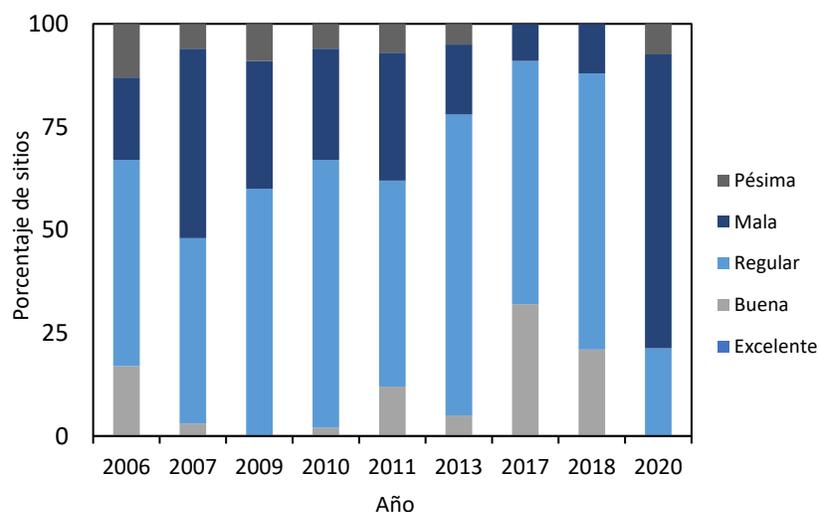


Nota. La línea sólida indica el límite máximo establecido por el RTS.

2.3.2. Variación temporal del ICA y de las aptitudes de uso

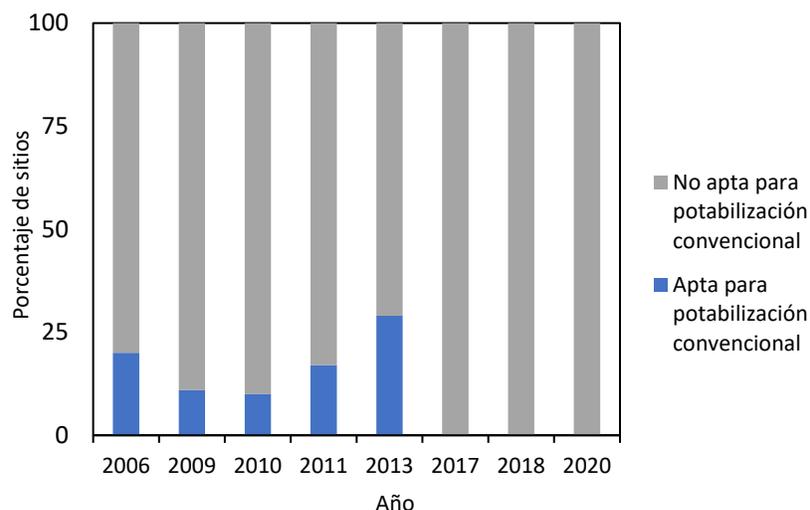
La variación temporal del ICA y de las aptitudes de uso para potabilización por medios convencionales, riego, usos recreativos o consumo de especies de producción animal se muestra en las Figuras 2.5-2.9. En el caso del ICA, la Figura 2.5 muestra que ninguno de los sitios estudiados entre 2006 y 2020 tiene una calidad de agua “excelente”. En otras palabras, ninguno de los ríos facilita el desarrollo de la vida acuática. 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”. 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 2.5 reflejan que existe un grave deterioro de la fuente de agua de mayor importancia para todo el territorio.

Figura 2.5. Variación temporal del ICA



La figura 2.6, por su parte, muestra que el agua de la mayoría de sitios no puede ser potabilizada por medios convencionales accesibles al común de la población. 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 los características físicas y químicas. A pesar de ello, los datos de la figura 2.6 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 u ojos de agua para satisfacer sus necesidades de consumo.

Figura 2.6. Variación temporal de la aptitud para potabilización convencional



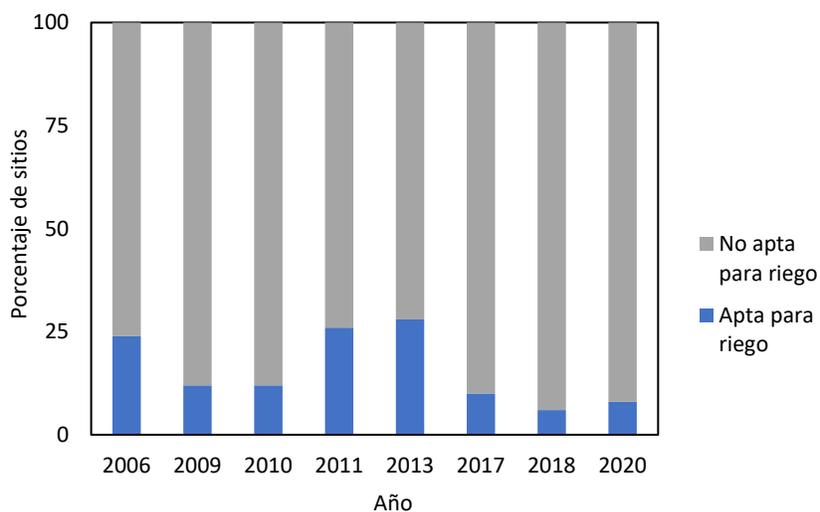
La figura 2.7, por su parte, muestra la variación de la calidad del agua para ser utilizada en actividades de riego. Para este tipo de uso, los informes de calidad destacan que la principal causa del deterioro es el alto contenido microbiológico, además de otros parámetros fuera de rango como el pH, la conductividad eléctrica y la presencia de boro, arsénico, manganeso, cloruros, bicarbonatos, nitratos y sólidos totales disueltos (MARN, 2020). De acuerdo con la 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 (OMS, 2006). 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 (OMS, 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 (≤ 1000 NMP/100 mL): agua que puede ser utilizada en riego de cultivos que probablemente se coman 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 un porcentaje de remoción equivalente.
- Clase B (sin estándar recomendado): 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 por 8-10 días en lagunas de estabilización o en tratamientos equivalentes que puedan alcanzar el mismo porcentaje de remoción de helmintos y coliformes fecales.
- Clase C (sin estándar recomendado): agua que puede ser utilizada en riego localizado de los mismos cultivos de la categoría B, siempre y cuando no se produzca 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 sometida a algún tipo de uso doméstico 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 han superado los 1000 NMP/100 mL en la mayoría de sitios estudiados desde el 2006. Esto significa que ninguno de ellos puede clasificarse en la Clase A, ya que poseen una calidad microbiológica incluso peor que la del agua residual tratada. De ahí que, aunque la agricultura sea responsable del vertido de grandes cantidades de agroquímicos, materia orgánica, sedimentos y sales en los cuerpos de agua, la utilización de agua contaminada para el riego de la producción agrícola sea motivo de preocupación porque toda esta contaminación puede terminar en los alimentos que consumimos.

Figura 2.7. Variación temporal de la aptitud para riego



En el caso de la aptitud de uso para fines recreativos, la figura 2.8 muestra que, en el periodo evaluado, la mayoría de los sitios no cumplió con las características mínimas para contacto con humanos. 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 diecisiete años evaluados, el 95.8 % del agua analizada no ha sido apta para fines recreativos. Las principales razones de esta insalubridad son el alto contenido de materia fecal, la elevada presencia de sólidos suspendidos y los bajos niveles de oxígeno disuelto. Sólo la figura 2.9, 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.

Figura 2.8. Variación temporal de la aptitud para usos recreativos

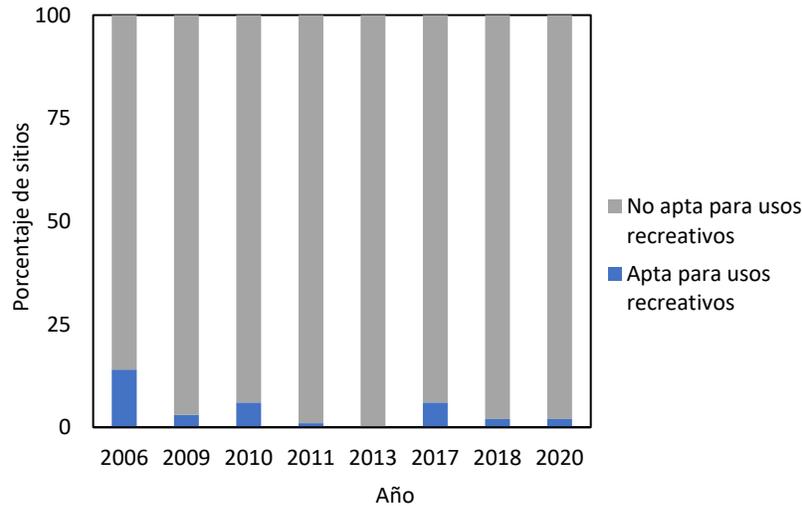
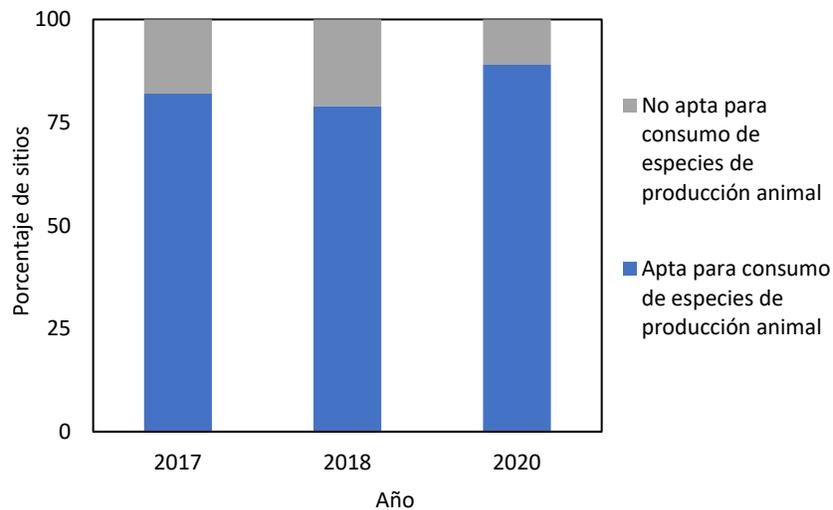


Figura 2.9. Variación temporal de la aptitud para consumo animal



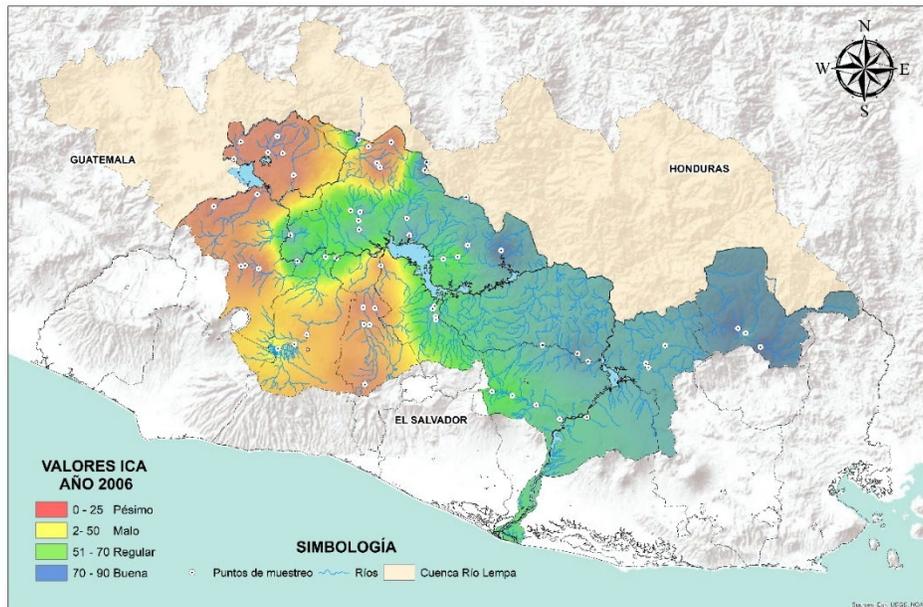
2.3.3. Ubicación geográfica de la contaminación

En la figura 2.10 puede observarse que, para el 2006, los territorios ubicados al margen izquierdo del río Lempa, desde Cítala hasta el Embalse Cerrón Grande, se clasificaron como zonas de influencia negativa para la calidad del agua. Ciudades como Santa Ana, Metapán, San Juan Opico y el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) en su totalidad, se encuentran ubicadas en esta zona y se caracterizan por concentrar altas densidades poblacionales, repercutiendo en la abundante generación de aguas residuales, tanto de origen industrial como municipal, las cuales son vertidas, en la mayoría de los casos, sin ningún tipo de tratamiento a diversos cuerpos receptores, impactando negativamente en la valoración ICA al momento de la toma de muestras (Pastén et al., 2019).

Por su parte, el territorio nacional ubicado en la margen derecha del río Lempa muestra un comportamiento completamente opuesto. En particular, en el norte del departamento de Morazán se observan áreas que parecen influir positivamente en la calidad del agua. Es

importante destacar que estas zonas se caracterizan por contar con poblaciones pequeñas y un bajo índice de desarrollo humano, lo que resulta en una baja actividad industrial y, por ende, en una menor generación de vertidos. Sin embargo, problemas como la deforestación adquieren mayor relevancia en esta región (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2005).

Figura 2.10. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2006



Como se muestra en la figura 2.11, en el 2007 se redujeron las zonas de influencia positiva para la calidad del agua, ya que, al oriente del país, no se observó ningún punto de muestreo de buena calidad (figura B); sin embargo, durante el 2010 (figura 2.12), si bien no se observaron zonas de influencia positiva en la calidad del agua, se pudo notar una considerable reducción de las zonas de influencia negativa con respecto al 2006.

Figura 2.11. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2007

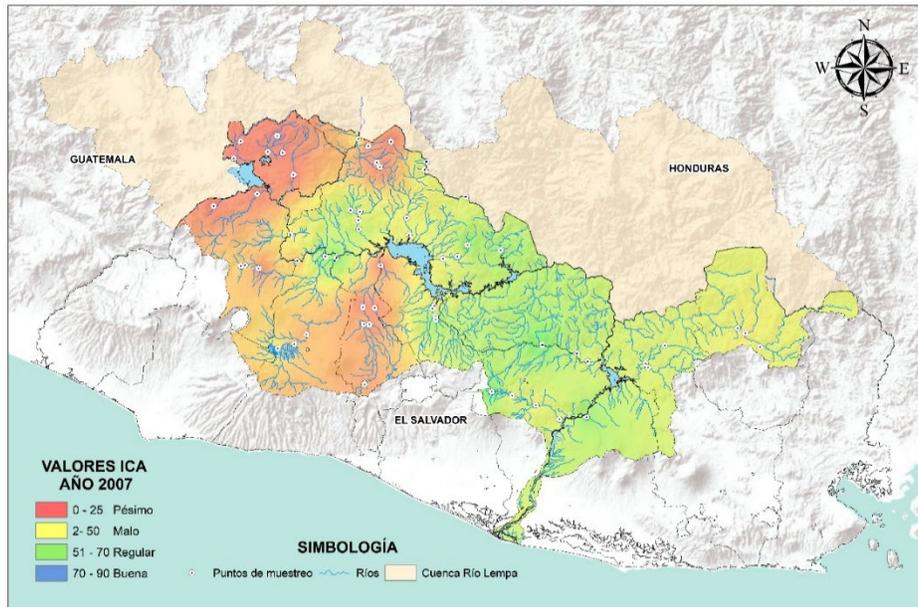
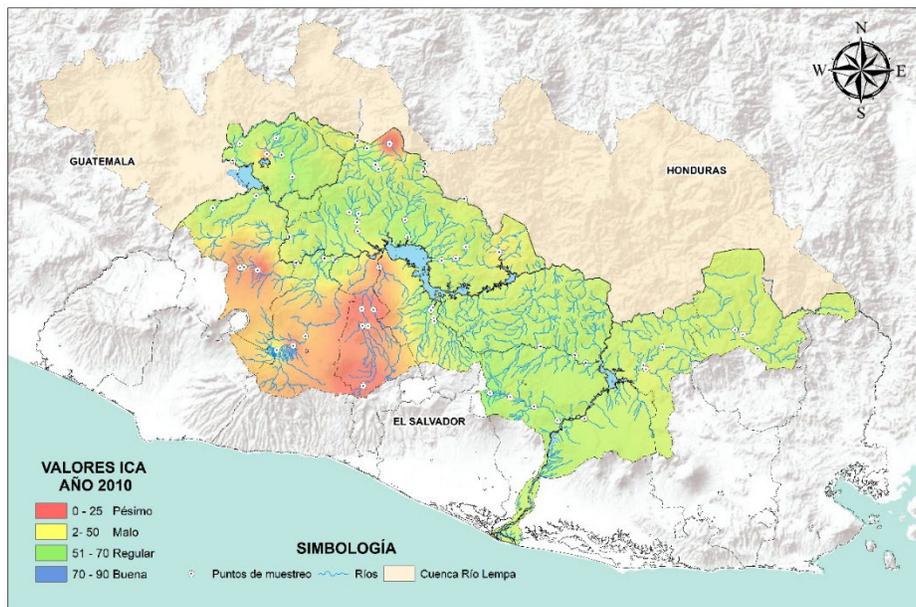


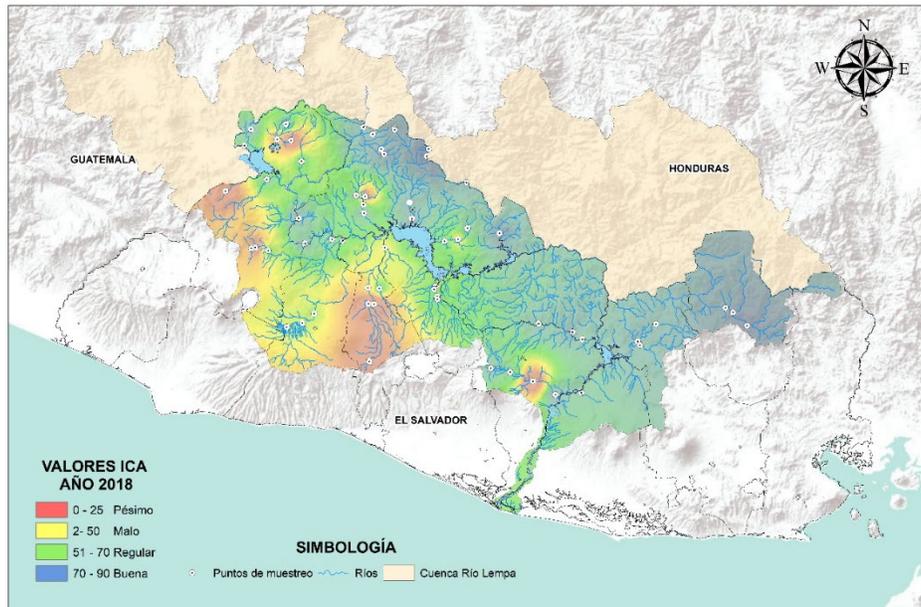
Figura 2.12. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2010



A pesar de que en el 2017 aumentó el área con influencia negativa en la calidad del agua en la zona occidental del país con respecto al 2010, se registraron nuevas áreas de influencia positiva con valores ICA altos tanto en la zona de Chalatenango como al norte de San Miguel y Morazán. Este comportamiento se mantuvo en el 2018, donde se presentó una leve reducción

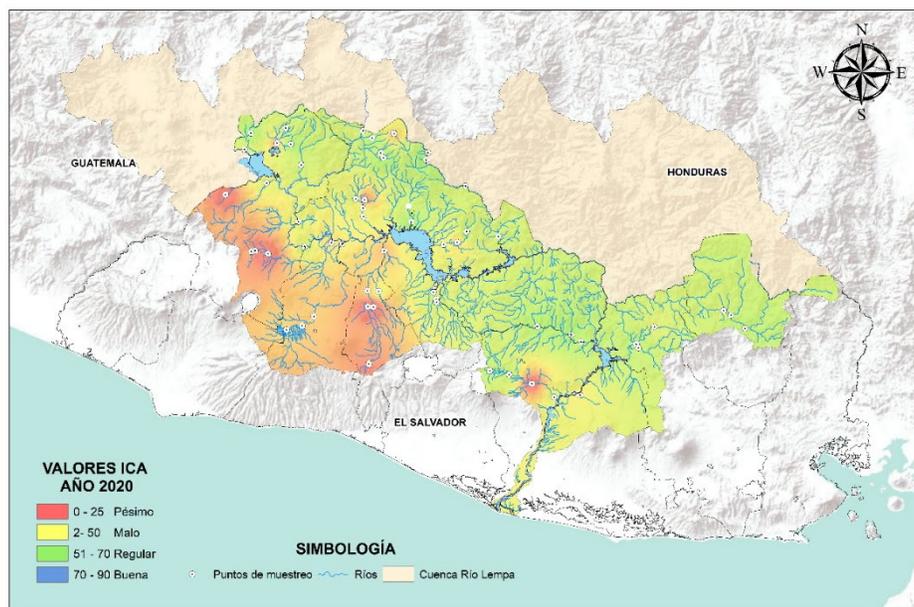
de las áreas de influencia negativa en el occidente del país (figura 2.13); no obstante, durante este año se vivió una de las sequías más pronunciadas en el país, lo que probablemente limitó el arrastre de contaminantes por acción de la escorrentía hacia las zonas de medición y produjo este alivio relativo.

Figura 2.13. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2018



Si bien los datos del 2018 mostraron un panorama esperanzador, el informe del 2020 develó un serio retroceso en las condiciones de calidad del agua, puesto que las zonas catalogadas como de mala influencia aumentaron y no se identificó ninguna como de influencia positiva (figura 2.14). Sin embargo, es importante destacar que durante la década pasada el país enfrentó serias problemáticas relacionadas a la sequía, lo cual se encuentra plasmado en el Informe del MARN “Cuatro años de sequía en El Salvador: 2012 – 2015”, por lo que se debe de considerar como una variable a tener en cuenta al momento de considerar la evaluación de la calidad del agua superficial.

Figura 2.14. Valores ICA correspondientes a la Región Hidrográfica Lempa para el año 2020



Las representaciones gráficas de las Figuras 2.10-2.14 constituyen una imagen del comportamiento del ICA en la región hidrográfica del río Lempa que es representativa sólo para el año en que fue efectuado el muestreo. A pesar de que puedan hacerse comparaciones entre cada año, es difícil establecer una tendencia debido a que la recolección del agua fue realizada en distintas estaciones (lluviosa o seca) y no hubo constancia en las condiciones climatológicas en los 17 años del estudio. Más allá de un resultado cuantitativo, estos mapas pretenden ser un instrumento cualitativo que facilite el acceso y la comprensión de la calidad del agua. En la tabla 2.2 se muestran las fechas o periodos en las que se reporta la realización del estudio, mientras que el anexo A muestra los mapas completos elaborados en este estudio.

Tabla 2.2. *Periodos de recolección de las muestras utilizadas en la determinación del ICA*

Año del informe	Estación o mes en el que se efectuó el muestreo
2006	Seca (enero-marzo)
2007	Transición (abril-junio)
2009	Seca (febrero-abril)
2010	Transición
2011	Transición (abril-julio)
2013	Transición (octubre-abril)
2017	Seca (enero-mayo)
2018	Seca (enero-mayo)
2020	Seca

3. Contaminantes emergentes y actividad fotosensible en aguas salvadoreñas

3.1. Antecedentes

De acuerdo con estimaciones recientes, la población mundial superará los nueve mil millones de personas en 2050 (Corcoran et al., 2010). Este crecimiento poblacional, entre otros factores, aumentará la demanda de agua potable y el volumen de aguas residuales generadas en todo el mundo, lo cual repercutirá en la disponibilidad de este recurso y pondrá en peligro la calidad de los reservorios de agua naturales por el incremento en las descargas de agua contaminada (Corcoran et al., 2010; Kolpin et al., 2002). La producción de alimentos, que requiere entre el 70 % y el 90 % del agua dulce disponible, devuelve al medio ambiente gran parte del agua utilizada en los procesos de manufactura, cargada de nutrientes y contaminantes que son difíciles de remover mediante técnicas de tratamiento convencionales y que pueden representar un peligro para los ecosistemas (Corcoran et al., 2010). De igual manera, muchos de los productos químicos empleados en la industria, la agricultura, la medicina y las actividades domésticas pueden ingresar en las aguas naturales, dispersarse y persistir debido a las descargas de aguas residuales (Kolpin et al., 2002).

En El Salvador, esta problemática se vuelve más compleja debido al bajo porcentaje de tratamiento de las aguas residuales generadas. Según datos la Organización Panamericana de la Salud (OPS), para el año 2000, sólo un 2-3 % del caudal de aguas residuales producido a nivel nacional era tratado antes de ser descargado a los ríos. De igual modo, el inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales del 2004 contabilizó que, de las 87 instalaciones reportadas hasta entonces, el 77 % operaba sin considerar la eficiencia y un 12.5 % se encontraba en abandono; mientras que una actualización de este reporte apuntó que, hasta el 2008, no existían datos precisos sobre la capacidad de tratamiento de las aguas residuales y que el nivel de cobertura de tratamiento podría ser de 10 % (Calles Hernández, 2012; Gómez Domínguez et al., 2009). Por lo tanto, se prevé que el crecimiento poblacional también afectará de manera significativa los patrones de consumo y disponibilidad de agua en la realidad salvadoreña.

Un caso de contaminación concreto relacionado con la descarga de aguas residuales al medio ambiente, y del cual se anticipan severos efectos sobre la calidad del agua en los próximos años, es la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en ambientes acuáticos y agua potable (Corcoran et al., 2010; Luo et al., 2014). Los contaminantes emergentes, también denominados "micro-contaminantes" o "contaminantes de preocupación emergente", son un grupo en expansión de sustancias orgánicas de origen antropogénico que incluyen productos farmacéuticos, productos para el cuidado personal, pesticidas y químicos industriales. La concentración de estos contaminantes en el agua varía entre nanogramos (ng) y microgramos (μg) por litro (L), lo que complica su detección y plantea desafíos para la calidad del agua (Luo et al., 2014).

Aunque las fuentes de contaminación y los riesgos asociados a la presencia de estas especies en el agua son variados y poco conocidos (Kolpin et al., 2002), existe cierto acuerdo sobre algunos de ellos. En el caso de los productos farmacéuticos, la principal fuente es la excreción de medicamentos metabolizados de forma incompleta (Brown et al., 2006; Halling-Sørensen et al., 1998; Renew & Huang, 2004). Otras fuentes permanentes son la eliminación de desechos de procesos de fabricación, descargas de efluentes de aguas residuales de hospitales, operaciones de alimentación animal, tratamiento terapéutico de ganado en los campos y descargas de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (Brown et al., 2006; Kolpin et al., 2002; Renew & Huang, 2004).

Del grupo de fármacos, los antibióticos se destacan por sus potenciales efectos genotóxicos, bioacumulación, alteración de la vida acuática y aumento de la resistencia cuando los organismos acuáticos están en constante exposición (Brown et al., 2006; Halling-Sørensen et al., 1998; Renew & Huang, 2004). Como parte de estos compuestos, se ha identificado que las sulfonamidas y fluoroquinolonas son las más persistentes, seguidas de los macrólidos, tetraciclinas, aminoglucósidos y antibióticos betalactámicos (Brown et al., 2006). De manera análoga, se han identificado rastros de ciprofloxacina, ofloxacina, sulfametoxazol y trimetoprima en efluentes secundarios a concentraciones medias entre 100 y 700 ng/L (Renew & Huang, 2004).

La presencia de hormonas y de imitadores de hormonas en el agua es otro de los problemas asociados a la presencia de contaminantes emergentes en el agua, ya que se ha demostrado que incluso una exposición de bajo nivel (<1 ng/L) a ciertas hormonas puede provocar trastornos reproductivos en los peces (Baronti et al., 2000; Kidd et al., 2007; Purdom et al., 1994; Routledge et al., 1998). A pesar de que estos efectos nocivos son conocidos, en el año 2000 se encontraron hormonas reproductivas en 139 sitios de muestreo localizados en arroyos de los Estados Unidos, reportando una concentración máxima de 57.3 µg/L para compuestos hormonalmente activos (Kolpin et al., 2002). Este surtido de productos químicos incluye alteradores endocrinos capaces de interferir con las funciones reproductivas de los peces silvestres y se han encontrado en aguas residuales de Italia, Países Bajos, Alemania, Canadá, Brasil e Inglaterra en concentraciones frecuentemente más altas que el nivel de exposición mínimo de 1 ng/L (Baronti et al., 2000; Belfroid et al., 1999; Desbrow et al., 1998; Ternes et al., 1999).

En el caso de los productos de cuidado personal, es probable que haya hasta unas novecientas sustancias diferentes en las aguas residuales como consecuencia de las descargas de hogares, complejos comerciales, hoteles, escuelas e industrias de proceso (Eriksson et al., 2003). Este grupo incluye fragancias, aromas, estimulantes, jabones, cosméticos, conservantes, disolventes, tensioactivos, suavizantes, emulsionantes, blanqueadores, colorantes, filtros solares y enzimas (Eriksson et al., 2003; Saad et al., 2017). Su presencia en el agua es motivo de preocupación debido a su elevada persistencia en el medio ambiente y a los posibles riesgos para la salud humana (Kolpin et al., 2002).

Para los pesticidas, que representan la mayor parte de agroquímicos industriales en la categoría de contaminantes emergentes, estudios realizados entre 1993 y 1995 indicaron que se detectaron 39 plaguicidas en la mitad de 1034 pozos de agua subterránea poco profundos muestreados en los Estados Unidos, destacando a los compuestos de atrazina, detilatrazina, simazina, metolaclor y prometon los más prevalentes (Kolpin et al., 1998). Otros estudios han informado de la presencia de plaguicidas en aguas de Pakistán (Saad et al., 2017), España (Herrero-Hernández et al., 2013) y El Salvador (Quinteros et al., 2017), siendo este último uno de los países con menos investigaciones y menos datos recabados en Latinoamérica.

Las concentraciones a las que se encuentran estos micro-contaminantes en las aguas residuales son factores importantes en el diseño de procesos de tratamiento posteriores para asegurar su adecuada eliminación. A niveles de ng/L y µg/L, sin embargo, una fracción de los contaminantes que ingresan a las plantas de tratamiento se degrada, mientras que algunos pasan las etapas del proceso de limpieza y se absorben en los desechos sólidos o permanecen disueltos en el efluente líquido que se descarga como agua tratada (Ryan et al., 2011). Una vez que estos contaminantes no eliminados se descargan al medio ambiente, existen múltiples rutas para la atenuación, pero aún no existe una caracterización completa de estos procesos naturales. Por lo tanto, también es importante comprender el destino y el transporte de estos químicos en los medios acuáticos.

Estudios previos han postulado la biodegradación, la absorción de sedimentos y la fotodegradación como los principales mecanismos por los que se eliminan en la naturaleza (Ryan et al., 2011). De estas alternativas, no obstante, los procesos biológicos presentan limitaciones porque pueden remover sólo una pequeña parte de la contaminación debido a que las reacciones bioquímicas no están favorecidas energéticamente para transformar los solutos presentes en concentraciones muy bajas. La remoción de sedimentos, por otro lado, está condicionada significativamente por la sorción de ciertos residuos, convirtiéndose así en un proceso de eliminación selectivo del sitio y de bajo impacto (Peuravuori & Pihlaja, 2009). Los procesos de fotodegradación, por su parte, son más efectivos y se espera que ocurran con mayor frecuencia en el ambiente debido a la presencia de la luz solar (Fatta-Kassinos et al., 2011).

En la degradación fotoquímica, la fotólisis directa e indirecta son los mecanismos más comunes que se han encontrado en la atenuación natural de contaminantes emergentes (Boreen et al., 2004; Fatta-Kassinos et al., 2011; McNeill & Canonica, 2016). En la fotólisis directa, una molécula se descompone por absorción de radiación luminosa (Fatta-Kassinos et al., 2011). Este proceso es posible en la naturaleza cuando los grupos cromofóricos absorben luz solar en longitudes de onda superiores a 290 nm, pero el fenómeno suele ser ineficaz debido a la escasa superposición entre los espectros de absorción de esos grupos cromofóricos y el espectro de la luz solar (Peuravuori & Pihlaja, 2009).

En la fotólisis indirecta, a diferencia del primer tipo de degradación fotoquímica, se lleva a cabo la formación de especies reactivas de oxígeno como oxígeno singlete ($^1\text{O}_2$), radicales hidroxilo (HO^\bullet), radicales alquilperoxilo ($^\bullet\text{OOR}$) (Fatta-Kassinos et al., 2011) y otras especies reactivas formadas en aguas naturales iluminadas por el sol (Boreen et al., 2004). Estas especies reactivas intermedias pueden formarse mediante fotosensibilización o actividad fotosensible, una importante reacción de fotólisis indirecta (Boreen et al., 2004; Fatta-Kassinos et al., 2011; Peuravuori & Pihlaja, 2009). En tales reacciones, la energía es absorbida por un grupo absorbente de luz en la molécula, induciendo su excitación para que pueda participar en reacciones químicas (Fatta-Kassinos et al., 2011). Las especies excitadas que se forman en este proceso se denominan fotosensibilizadores y generalmente provienen de materia orgánica disuelta con propiedades cromofóricas (CDOM, por sus siglas en inglés) (Peuravuori & Pihlaja, 2009).

Esta CDOM que está naturalmente presente en el agua absorbe energía radiante de 210 a 600 nm, con una absorbancia relativamente más alta en longitudes de onda cortas. Por lo tanto, estas especies pueden ser activadas por fotones solares para producir especies reactivas responsables de la eliminación de los contaminantes emergentes (Peuravuori & Pihlaja, 2009). Aunque esta transformación iniciada por la activación de CDOM depende de muchos factores abióticos (Fatta-Kassinos et al., 2011), así como de la cantidad y la naturaleza de los cromóforos, que pueden provenir tanto de materia orgánica natural o materia orgánica presente en aguas residuales (EfOM) (Wang et al., 2017; Zhu et al., 2017), una de las especies reactivas más importantes en el proceso de fotólisis indirecta es el $^1\text{O}_2$ (Peuravuori & Pihlaja, 2009; Zepp et al., 1985). La materia orgánica triplete, $^3\text{CDOM}^*$, es el principal precursor, o fotosensibilizador, de $^1\text{O}_2$ en aguas naturales iluminadas por el sol (McNeill & Canonica, 2016; Wang et al., 2017; Zepp et al., 1977, 1985; Zhu et al., 2017). $^1\text{O}_2$ es la especie resultante del estado electrónico excitado más bajo de oxígeno molecular. Este compuesto tiene una vida útil de $\sim 3.5 \mu\text{s}$ en agua y actúa como especie intermediaria en muchas reacciones de oxidación (Frederiksen et al., 2005), pero todavía no hay suficiente información para predecir el desempeño de $^1\text{O}_2$ para la remoción de contaminantes emergentes en matrices de agua natural y regenerada, ya que hasta ahora se desconoce la naturaleza de los fotosensibilizadores. En el caso de El Salvador, no hay estudios

que reporten la presencia de actividad fotosensible ni la ocurrencia de procesos fotolíticos que eliminen contaminantes emergentes.

3.2. Metodología

La evaluación de los contaminantes emergentes y actividad fotosensible en las aguas del río Lempa, río Sucio y Embalse Cerrón Grande se realizó en diferentes etapas, como se indica a continuación:

- **Recolección de muestras:** inicialmente, se seleccionaron cinco sitios estratégicos para extraer agua superficialmente a no más de 1 m de profundidad. A excepción del muestreo en el Embalse Cerrón Grande, todas las recolecciones se efectuaron desde un puente por medio de una botella Van Dorn. Para seleccionar estos puntos, se tomó en cuenta su relevancia para la generación de agua potable en El Salvador. De esta manera, el río Lempa fue seleccionado porque es la mayor fuente de agua del país. Debido a su extensión, se escogieron 3 puntos de tal forma que se incluyeran la zona alta, media y baja de su cauce. Del mismo modo, debido a que el Embalse Cerrón Grande se alimenta de la misma agua del río Lempa, se recolectó agua en 1 punto intermedio de este espejo de agua. Por otro lado, el quinto punto fue ubicado en el río Sucio debido a su cercanía a las plantas de tratamiento de la zona central del país. En una segunda etapa del proyecto, se decidió ampliar la cantidad de sitios de estudio en el Embalse Cerrón Grande porque, dada su extensión, presentaba patrones de flujo diferentes a los del río Lempa. De esta forma, se recolectó agua en cinco puntos acoplados a una línea de flujo.

El agua recolectada en el primer muestreo, correspondiente a la época lluviosa, fue utilizada principalmente para la adecuación del laboratorio de oxidación avanzada. Los otros dos muestreos fueron realizados en la época seca. De estos, el primero se realizó sobre los mismos 5 puntos iniciales y el segundo sobre los 5 puntos del Embalse.

- **Caracterización de los sitios muestreos:** de acuerdo con la fundamentación teórica, la presencia de contaminantes emergentes y actividad fotosensible en el agua de los sitios seleccionados está relacionada con los niveles de contaminación. Por lo tanto, se realizaron mediciones de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las muestras.
- **Determinación de contaminantes emergentes:** actualmente, El Salvador no dispone del equipo ni de las metodologías necesarias para medir contaminantes emergentes en el agua. Por lo tanto, el equipo de investigación de la Universidad de Arizona se ofreció a analizar las muestras salvadoreñas con la metodología de Anumol et al. (2015), la cual utiliza la técnica de cromatografía líquida de alta presión acoplada a espectrometría de masas (LC/MS).
- **Evaluación de la actividad fotosensible:** para evaluar la ocurrencia de actividad fotosensible en las muestras de agua, se realizaron experimentos de irradiación con luz ultravioleta y alcohol furfúrico (FFA, por sus siglas en inglés) como compuesto a medir. En este caso, se seleccionó el FFA debido a que sus características permiten medir fácilmente las reacciones fotolíticas. Igualmente, la UCA contaba con una gran parte de los insumos necesarios para poder desarrollar los procedimientos adecuados para su detección. Respecto a los experimentos realizados, los objetivos primordiales fueron

identificar si el agua del Embalse, río Lempa o río Sucio era capaz de inducir la degradación de FFA bajo la acción de la luz; luego, si se confirmaba que el agua contaba con compuestos sensibles a la luz con la capacidad de eliminar el FFA, se estudió qué tipo de reacciones se llevaban a cabo, y, finalmente, se hicieron controles para determinar los intermediarios reactivos formados durante el proceso reactivo.

El detalle analítico de las fases descritas anteriormente se desglosa en los siguientes apartados. Para todos ellos, los reactivos utilizados fueron alcohol furfurílico ($C_5H_6O_2$, 99% m/m, Sigma Aldrich), alcohol isopropílico (C_3H_8O , grado HPLC, J.T. Baker), ácido fosfórico (H_3PO_4 , ≥ 85 %m/m, J.T. Baker), fosfato de potasio monobásico (KH_2PO_4 , certificado por ACS, J.T. Baker), metanol (CH_3OH , grado HPLC, J.T. Baker) y azida de sodio (NaN_3 , para síntesis, J.T. Baker).

3.2.1. Recolección de muestras

De acuerdo con el Sistema de Información Hídrica (SIHI) del MARN, existen 92 plantas de tratamiento de aguas residuales en El Salvador, de las cuales el 51 % se ubica en la cuenca del río Lempa, principalmente en las subcuencas de los ríos Sucio (24 plantas) y Acelhuate (14 plantas), distribuidas en los departamentos de La Libertad y San Salvador, respectivamente, como se indica en la figura 3.1. Por lo tanto, se seleccionó un punto de recolección en el río Sucio debido a que su cercanía con los sistemas de tratamiento implica que recibe descargas considerables de aguas residuales tratadas y que esto podría repercutir en la presencia de actividad fotosensible.

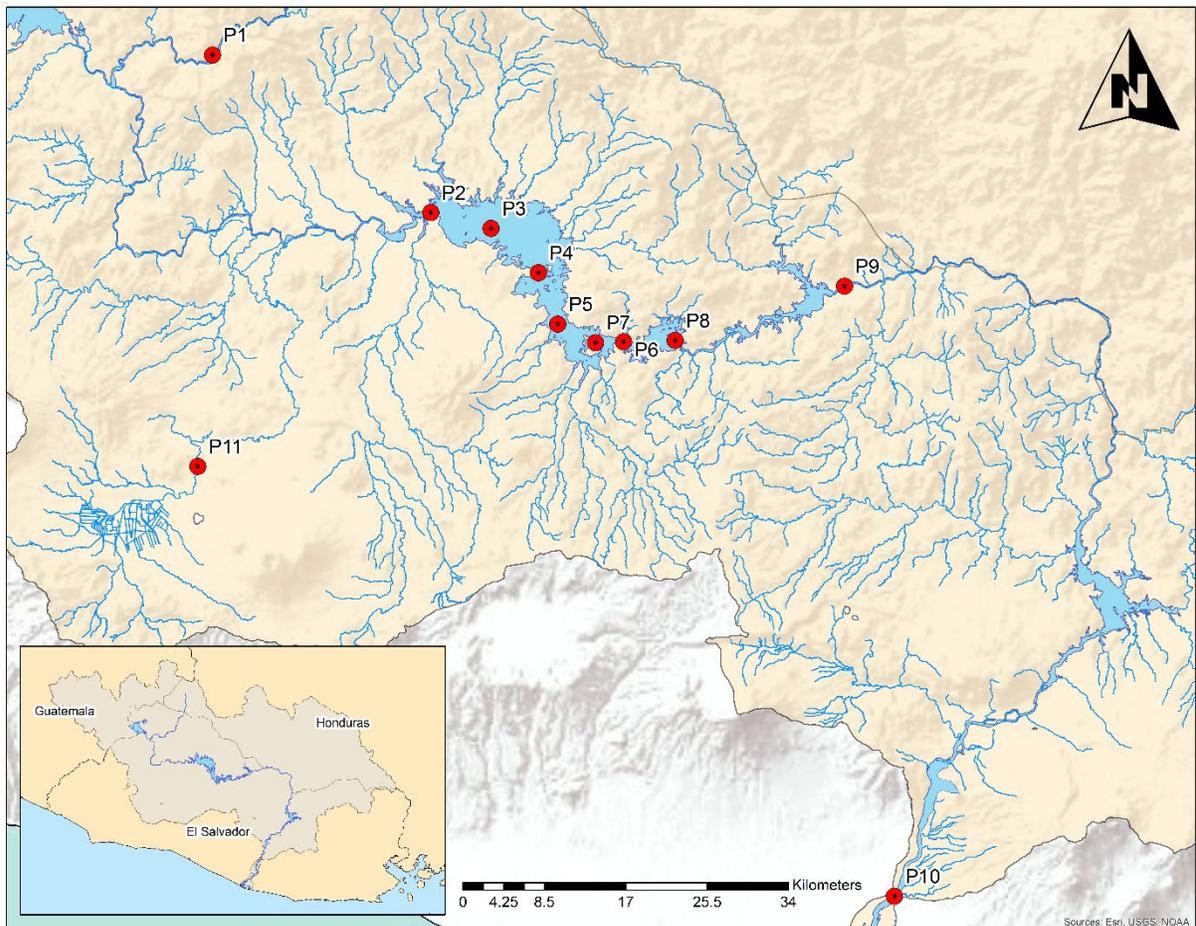
Figura 3.1. *Plantas de tratamiento a nivel nacional y en la cuenca del río Lempa*



Los demás sitios de muestreo fueron seleccionados en función de la relevancia del cuerpo de agua para el abastecimiento de agua potable de todo el territorio. Según este criterio, el reservorio más importante a nivel nacional es el río Lempa, por lo que se fijaron cinco sitios en la zona alta (Santa Rosa Guachipilín), media (Colima, Cerrón Grande y Nombre de Jesús) y baja (San Marcos Lempa). Debido a su extensión, también se consideró que era necesario estudiar el Embalse Cerrón Grande a profundidad, por lo que se seleccionaron otros cinco puntos en su interior.

En total, se analizaron 10 sitios ubicados sobre el cauce del río Lempa (P1-P10) y 1 en el río Sucio (P11). De estos, los puntos P1, P2, P6, P9, P10 y P11 que se muestran en la figura 3.2 se utilizaron para hacer ensayos de irradiación preliminares y ensamblar el laboratorio de oxidación avanzada y los puntos P1-P11 se emplearon para estudiar a profundidad la ocurrencia de actividad fotosensible y de contaminantes emergentes. El primer muestreo de los puntos P1, P2, P6, P9, P10 y P11, que sirvieron para hacer los ensayos preliminares y el ensamblaje del laboratorio, se hizo en la época lluviosa del 2022. La recolección del agua de los puntos P1-P11, utilizada para estudiar a profundidad la ocurrencia de contaminantes emergentes y actividad fotosensible, se llevó a cabo en la época seca del 2023. Para el caso del río Lempa, los puntos P1-P10 han sido numerados en el sentido del flujo, es decir, el río fluye desde P1 hasta P10.

Figura 3.2. Ubicación de los sitios de muestreo



La ubicación exacta de los sitios de muestreo se detalla en la tabla 3.1, destacando los códigos asignados, el cuerpo de agua al que pertenece, una referencia y las coordenadas.

Tabla 3.1. *Ubicación exacta de los sitios de muestreo*

Punto	Cuerpo de agua	Referencia geográfica	Coordenadas
P1	Río Lempa	Puente Santa Rosa Guachipilín	14°12'48.97" N 89°20'28.17" O
P2	Río Lempa	Puente Colima	14°3'56.70" N 89°8'9.05" O
P3	Embalse Cerrón Grande	Ingreso del río Lempa al Embalse	14°03'03.6" N 89°04'41.9" W
P4	Embalse Cerrón Grande	Isla Jaraguá	14°00'33.4" N 89°02'05.6" O
P5	Embalse Cerrón Grande	San Francisco Lempa	13°57'39.9" N 89°01'00.3" O
P6	Embalse Cerrón Grande	Copapayo	13°56'41.1" N 88°58'29.33" O
P7	Embalse Cerrón Grande	Isla Diómedes	13°56'24.3" N 88°56'26.7" O
P8	Embalse Cerrón Grande	Presa hidroeléctrica Cerrón Grande	13°56'44.8" N 88°54'23.5" O
P9	Río Lempa	Puente Nombre de Jesús	13°59'49.54" N 88°44'52.43" O
P10	Río Lempa	Puente de Oro	13°25'28.01" N 88°41'59.53" O
P11	Río Sucio	Puente Joya de Cerén	13°49'40.26" N 89°21'16.56" O

3.2.2. Caracterización de los sitios muestreados

Para tener una estimación de la calidad del agua de los sitios muestreados, se realizaron mediciones de pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), coliformes fecales, oxígeno disuelto, turbidez, sólidos disueltos totales, nitrógeno amoniacal, sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal y sólidos suspendidos totales. Las metodologías empleadas para cada análisis se indican en la tabla 3.2. Los ensayos se realizaron únicamente para las muestras de los puntos P1, P2, P6, P9, P10 y P11, abarcando tanto el muestreo preliminar como la recolección del agua con la que se realizaron los experimentos de irradiación.

Tabla 3.2. *Métodos utilizados para estimar la calidad del agua de los sitios muestreados*

Parámetro	Metodología de ensayo	Método de referencia
pH	Método electrométrico	Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 4500-H+ B, 22nd. Edition, 2012
DBO	Método de los 5 días y titulación	Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 5210B, 20 th Edition, 1998
DQO	Método de digestión cerrada y titulación	Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 5220 C. 23rd. Edition, 2017
Coliformes fecales	Método directo (Medio A1)	Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 9221 E. 23rd Edition, 2017
Oxígeno disuelto	Electrodo de membrana polarográfica	Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 4500-O G. 23rd Edition, 2017
Turbidez	Método nefelométrico	Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2130 B. 23rd Edition, 2017
Sólidos disueltos totales	Secados a 180°C, método gravimétrico	Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2540 C. 23rd Edition, 2017
Nitrógeno amoniacal	Método Kjeldahl modificado	Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 4500-NH ₃ . 23rd Edition, 2017
Sólidos Suspendidos Totales	Método gravimétrico, secados a 103-105°C	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2540 D. 23rd edition, 2017

Fósforo total	Método de ácido ascórbico	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 4500-P E. 23rd edition, 2017.
---------------	---------------------------	---

Además, se realizaron mediciones del contenido de carbono orgánico total (mg/L, Shimadzu, modelo TOC-L CSH). Estos análisis fueron realizados en la Universidad de Arizona para los puntos P1 -P5 y P7-P11.

3.2.3. Determinación de contaminantes emergentes

La medición de los contaminantes emergentes se realizó utilizando el método de inyección directa en el sistema LC/MS (Agilent 1260 Infinity HPLC, acoplado a Agilent 6490 Triple Quadropole LC/MS con ionización electrospray positiva y negativa). El volumen de inyección fue de 80 µL en todos los casos, utilizando las condiciones de operación detalladas en la tabla 3.3.

Tabla 3.3. Operación del equipo de cromatografía líquida (LC) acoplada a espectrometría de masas (MS) (Anumol et al., 2015)

Equipo	Parámetro	Valor
LC	Columna analítica	Agilent Pursuit XR8 C8, 100×2.0 mm (p/n A6011100×020)
	Temperatura del compartimiento de la columna	30 °C
	Fase móvil	A: Water + 0.1%, B: Acetonitrile
	Caudal	0.4 mL/min
	Gradiente	Time: 0, 1.5, 8, 10.5, 10.8, 11.5; B%: 2, 2, 60, 100, 100, 2
	Tiempo después de gradiente	1.5 min
MS	Temperatura del gas principal	275 °C
	Flujo del gas principal	18 L/min
	Nebulizador	45 psi
	Temperatura del gas de arrastre	350 °C
	Flujo del gas de arrastre	11 L/min

Los compuestos evaluados incluyeron cafeína, benzofenona, atenolol, benzotriazol, ibuprofeno, propilparabeno, trimetoprima, hidrocortisona, prednisona, dexametasona, ácido clofíbrico, gemfibrozilo e hidroclorotiazida. En todos los casos, las muestras fueron filtradas con filtro de 0.22 micras y se enviaron a la Universidad de Arizona para la determinación de estas especies. Una descripción detallada de los usos y la clasificación de cada compuesto se muestra en la tabla 3.4.

Tabla 3.4. Descripción de las especies detectadas

Tipo	Especie detectada	Aplicación
Fármaco	Hidroclorotiazida	Diurético indicado para tratar la hipertensión arterial; edema relacionado con insuficiencia renal, hepática o cardíaca; diabetes insípida renal y tratamiento preventivo de concreciones calcáreas urinarias.
	Hidrocortisona	Corticosteroide para tratamiento de exacerbaciones agudas de asma, insuficiencia suprarrenal aguda, rechazo agudo del trasplante de órganos, coma hipotiroideo o artritis reumatoide.
	Prednisona	Corticosteroide sintético para reducir la inflamación y la respuesta inmunitaria.
	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.
	Ácido clofibrico	Derivado del ácido fibrico utilizado para disminuir los triglicéridos.
	Dexametasona	Antiinflamatorio usado en casos de enfermedades pulmonares, autoinmunes, dermatológicas o tumores cerebrales.
	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.
Químico comercial	Propilparabeno	Conservante utilizado en la industria alimenticia, cosmética o farmacéutica.
	Benzotriazol	Inhibidor de la corrosión y aditivo de solventes orgánicos.
	Benzofenona	Compuesto utilizado en bloqueadores solares y en perfumería.

	Cafeína	Usado en diversidad de productos alimenticios y farmacéuticos para reducir el sueño y los mareos.
--	---------	---

Nota. Las aplicaciones de los fármacos han sido recopiladas de la Agencia Española de Medicamento y Productos Sanitarios.

3.2.4. Evaluación de la actividad fotosensible

La evaluación de la actividad fotosensible incorporó las fases de adecuación del laboratorio de oxidación avanzada y realización de experimentos de irradiación para caracterizar la posible ocurrencia de reacciones fotolíticas en el agua recolectada. En el caso de la adecuación experimental, la variable de control más crítica fue la variación de temperatura, debido a que los aumentos drásticos en este parámetro podían repercutir significativamente en los niveles de evaporación. Por lo tanto, se consideraron tres escenarios que incluyeron cuarto sin aire acondicionado, cuarto con aire acondicionado, y cuarto con aire acondicionado y chaqueta térmica.

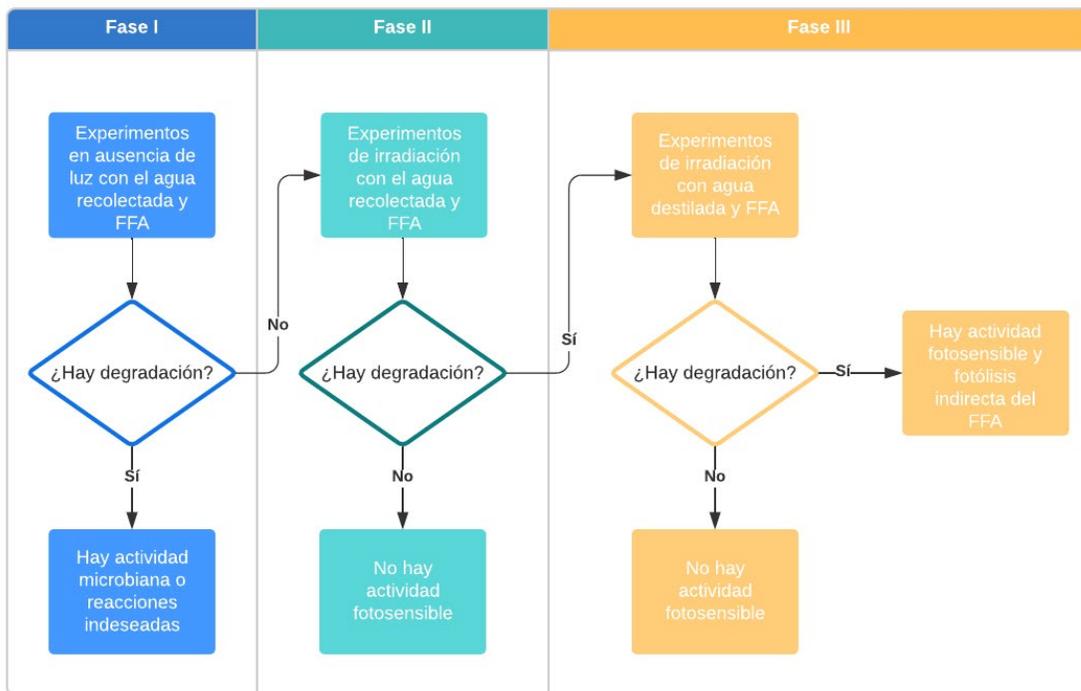
Después de definir las condiciones idóneas del laboratorio que minimizaron los impactos de la variación térmica, se procedió con los experimentos para estudiar a profundidad la presencia de actividad fotosensible. Para investigar este aspecto, se seleccionó al alcohol furfurílico (FFA, por sus siglas en inglés) como sujeto de estudio debido a que su medición era factible en la universidad. Además, estudios previos han documentado que tiene buenas características para evaluar la presencia de actividad fotosensible en agua (Haag et al., 1984). De esta manera, se enriquecieron muestras del agua recolectada y de agua destilada con 100 μM de FFA y se estudiaron las siguientes fases:

- **Fase I. Influencia de reacciones secundarias**
Las reacciones fotolíticas y la generación de actividad fotosensible requieren de la presencia de luz para inducir la degradación de FFA. Sin embargo, pueden existir reacciones secundarias que, en ausencia de luz, podrían desencadenar la eliminación de FFA. Debido al grado de contaminación de las aguas salvadoreñas, un proceso significativo podría ser la acción microbiana. Por lo que, fue necesario evaluar el comportamiento del FFA cuando la muestra de agua no estaba expuesta a la luz.
- **Fase II. Influencia de la luz**
Si existe actividad fotosensible, la incidencia de la luz producirá la degradación de FFA en la mezcla. No obstante, debe tomarse en cuenta que, de observarse degradación de FFA por exposición a la luz, esta también podría estar siendo producida por reacciones de fotólisis directa que no son inducidas por la actividad fotosensible. Aunque se sabe que el FFA no se degrada por fotólisis directa en el rango de luz seleccionado para los análisis (300-400 nm) (Haag et al., 1984), podría existir la posibilidad de que, al tratarse de un laboratorio nuevo, las lámparas adquiridas emitieran luz en longitudes de onda parasitarias por debajo de los 300 nm, abarcando el espectro donde el FFA puede ser destruido directamente por la luz. Por otro lado, si al exponer la mezcla de FFA y agua a la luz la concentración de FFA se mantiene constante, significa que no se produce actividad fotosensible en el agua recolectada.
- **Fase III. Identificación de la actividad fotosensible**
Como se describió anteriormente, la degradación de FFA en la mezcla de agua recolectada expuesta a la luz podría ser un indicador de fotólisis directa o presencia de

actividad fotosensible. Para descartar la primera opción, se realizaron experimentos de control con agua destilada y FFA. De este modo, ya que el agua destilada está libre de contaminación y, por ende, de agentes fotosensibles, si la concentración de FFA se mantenía constante durante la exposición significaría que no estaba siendo degradado por mecanismos de fotólisis directa. Por otro lado, si se observaba una disminución en la concentración de FFA, esto confirmaría la presencia de actividad fotosensible en aguas salvadoreñas.

Las fases de evaluación I, II y III fueron desarrolladas secuencialmente como se muestra en la figura 3.3. Los siguientes apartados describen el diseño experimental utilizado y los procedimientos analíticos relacionados.

Figura 3.3. *Secuencia de identificación de la actividad fotosensible*



a) Adecuación del laboratorio

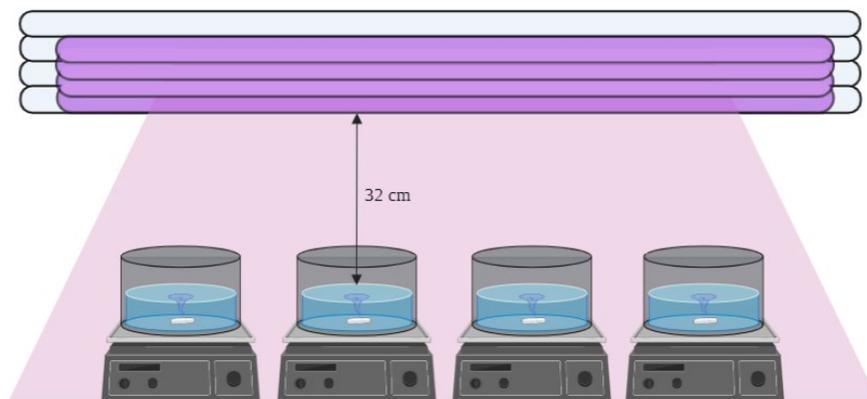
Las condiciones óptimas del laboratorio fueron aquéllas que minimizaron las pérdidas de volumen en los experimentos de irradiación y mantuvieron una temperatura aproximadamente constante en los recipientes de reacción. Para establecerlas, se realizaron experimentos con 300 mL de agua destilada en agitación constante, sin ningún reactivo, en reactores de vidrio de 0.00165 m³ y una superficie de exposición de 0.0235 m². Los reactores con agua destilada fueron colocados a no más de 32 cm por debajo del ensamble de lámparas ultravioleta (Q-Lab). Cada uno de ellos se cubrió con una capa negra y cinta aislante para evitar la incidencia de luz en direcciones no perpendiculares. Posteriormente, los reactores fueron expuestos por 9 h en las diferentes condiciones que se describen a continuación, procurando que fuera posible monitorear constantemente la variación de la temperatura y del volumen de agua:

- Cuarto oscuro: los experimentos se llevaron a cabo en un cuarto oscuro sin aire acondicionado ni chaqueta térmica.
- Cuarto oscuro y aire acondicionado: los experimentos se realizaron en un cuarto oscuro con aire acondicionado, procurando mantener la temperatura en 20 °C.
- Cuarto oscuro con aire acondicionado y chaqueta térmica: los experimentos se realizaron en un cuarto oscuro con aire acondicionado, procurando mantener la temperatura en 20 °C. Adicionalmente, los reactores se colocaron dentro de recipientes con agua que actuaron como chaquetas térmicas para amortiguar las variaciones de la temperatura.

b) Experimentos de irradiación base

Después de definir las condiciones óptimas del laboratorio, los experimentos con luz UVA se llevaron a cabo siguiendo la esquematización que se muestra en la figura 3.4, manteniendo agitación constante durante la de irradiación y procurando que hubiera una separación entre la superficie del agua en el reactor y la lámpara UVA de no más de 32 cm. La estructura de montaje de las lámparas estaba compuesta por 4 bulbos, aportando una intensidad total de 32 W/m² sobre la superficie expuesta del agua en los reactores. La intensidad de las lámparas se determinó mediante un medidor digital de intensidad de luz UVAB (UVAB Digital Light Meter, General). Los tiempos de irradiación fueron de 12 h en todos los casos, tomando muestras de 1.5 mL cada 4 h para medir el comportamiento de la concentración de FFA por medio de HPLC.

Figura 3.4. *Ensamble experimental de los experimentos de irradiación base*



c) Controles en ausencia de luz

Para evaluar la influencia de reacciones secundarias, se prepararon soluciones con 100 µM de FFA y se mantuvieron conservadas en un ambiente oscuro con agitación constante por un periodo de tiempo igual al de los experimentos de irradiación. Durante este periodo, se extrajeron muestras de 1.5 mL cada 4 h para medir la concentración de FFA en el HPLC.

d) Controles con agua destilada

El FFA no es degradado por fotólisis directa en el espectro de luz utilizado en este estudio. Sin embargo, para descartar la incidencia de longitudes de onda parasitarias y verificar si la degradación ocurría mediante fotólisis directa, se prepararon reactores con agua destilada y

100 μM de FFA. El tiempo de estudio fue el mismo que el de los experimentos de irradiación y se extrajeron muestras de 1.5 mL para medir la concentración de FFA en HPLC.

e) Controles con azida de sodio (NaN_3)

La NaN_3 bloquea la acción del $^1\text{O}_2$ (Li et al., 2001). En tal sentido, si el $^1\text{O}_2$ es el agente responsable de la degradación de FFA, se esperaría que la presencia de NaN_3 en la solución bloquee su acción y que la concentración se mantenga constante en el tiempo. Por tal razón, se añadió NaN_3 a la solución de agua y FFA para lograr una concentración de 10 mM. Posteriormente, esta solución con NaN_3 se utilizó para ejecutar experimentos de irradiación en los cuales se midió la variación de FFA en el tiempo. Al igual que en los casos anteriores, la duración de los experimentos fue de 12 h y se extrajeron muestras cada 4 h para analizarlas en HPLC.

f) Controles con alcohol isopropílico (IPOH)

El IPOH bloquea la acción de los radicales hidroxilo, pero no del $^1\text{O}_2$ (Buxton et al., 1988). Por lo tanto, se prepararon soluciones al 10 mM de IPOH y 100 μM de FFA con las muestras recolectadas para realizar experimentos de irradiación durante el mismo periodo que los experimentos base, manteniendo las extracciones de 1.5 mL cada 4 h para medir la concentración de FFA en HPLC. Si al medir la concentración de FFA después de realizar estos experimentos se observaban valores constantes, significaría que la acción del IPOH fue bloqueada y que, por ende, los radicales hidroxilos eran responsables del fenómeno de eliminación de FFA. De forma contraria, si la concentración de FFA cambiaba con el tiempo, significaría que las únicas dos vías posibles para que se lleve a cabo la degradación de TORCs son la fotólisis indirecta con $^1\text{O}_2$ o la fotólisis directa.

La medición de FFA en las muestras de 1.5 mL recolectadas se realizó por medio de HPLC con una columna de fenilo en fase reversa (150x4.6 mm Synergy, tamaño de partícula de 4 micras, marca Phenomenex). Los eluyentes y los flujos volumétricos que se utilizaron durante la identificación se muestran en la tabla 3.5, utilizando un volumen de inyección de 100 μL en todos los casos. El búfer de fosfato se preparó utilizando ácido fosfórico y fosfato de potasio monobásico, mientras que la concentración de FFA se calculó comparando áreas integradas a 215 nm.

Tabla 3.5. *Propuesta de rutina para la detección de FFA en el HPLC*

Compuesto	Fase móvil (% v/v)	Flujo (mL/min)
Búfer de fosfato (pH: 2.5-3)	90	0.7
Metanol	10	

3.3. Resultados

3.3.1. Calidad del agua de los sitios muestreados

La concentración de carbono orgánico total detectada en los sitios analizados se muestra en la tabla 3.6. Este parámetro es un factor que indica la cantidad de carbono orgánico ligado a materia disuelta o suspendida en un cuerpo de agua y su presencia en estos cuerpos provoca un alto consumo de oxígeno, por lo que es un parámetro de calidad o contaminación de un cuerpo

de agua. Las altas concentraciones de este parámetro indican el grado de contaminación del agua, por lo que puede decirse que el punto P3 fue el que tenía mayor presencia de especies carbonáceas y mayor cantidad de contaminantes, seguido por P10, P8 y P9. Igualmente, los datos del anexo B respaldan el elevado grado de contaminación por medio de los resultados de los demás parámetros analizados.

Tabla 3.6. *Concentración de carbono orgánico total detectada en los sitios de muestreo*

Punto muestreado	Concentración de carbono orgánico total (mg/L)
P1	12.87
P2	0.122
P3	169.7
P4	40.20
P5	28.05
P7	8.84
P8	65.45
P9	64.21
P10	116.70
P11	0.151

3.3.2. Contaminantes emergentes detectados preliminarmente

De los 13 contaminantes evaluados en los muestreos de la época seca, se detectaron únicamente 8, que incluyeron cafeína, atenolol, ibuprofeno, propilparabeno, trimetoprima, dexametasona, gemfibrozilo e hidroclorotiazida. A pesar de que la recolección del agua se realizó en los meses de marzo y mayo, se habían presentado lluvias aisladas antes de la recolección del agua, por lo cual los caudales de los ríos y el nivel del agua en el Embalse fueron elevados y pudieron haber causado cierto grado de dilución de las especies químicas encontradas. Los resultados de las concentraciones de los contaminantes emergentes se muestran en las figuras 3.5-3.12.

Figura 3.5. *Concentración de cafeína detectada en los sitios de muestreo*

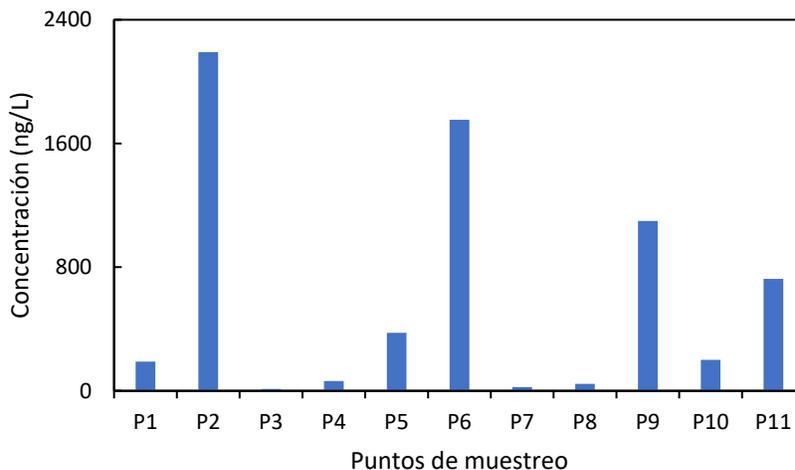


Figura 3.6. *Concentración de atenolol detectada en los sitios de muestreo*

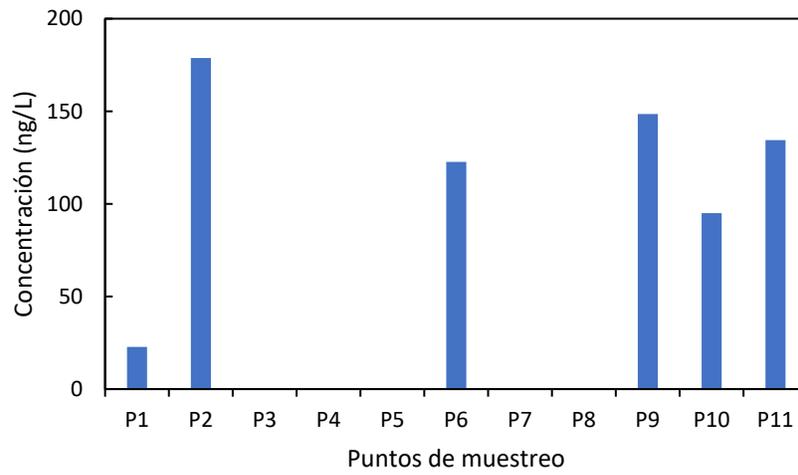


Figura 3.7. *Concentración de ibuprofeno detectada en los sitios de muestreo*

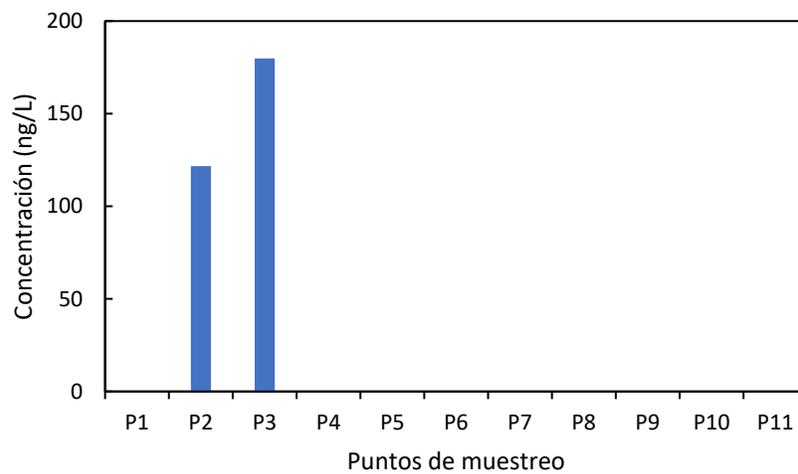


Figura 3.8. Concentración de propilparabeno detectada en los sitios de muestreo

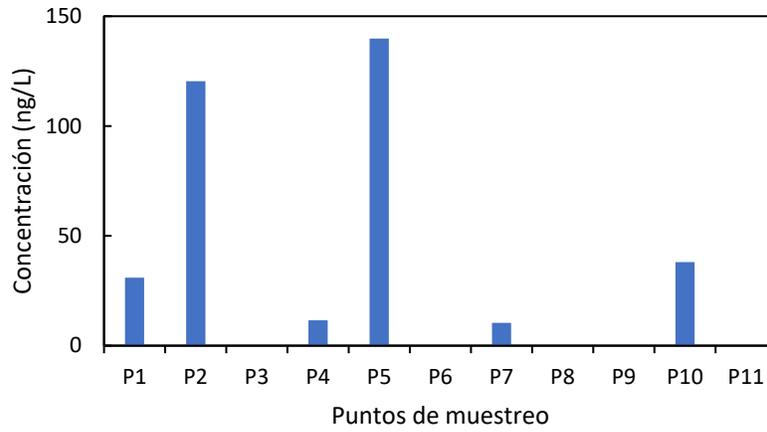


Figura 3.9. Concentración de trimetoprima detectada en los sitios de muestreo

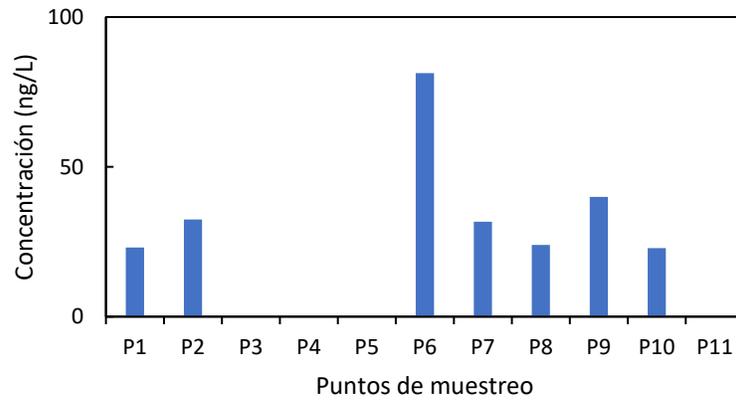


Figura 3.10. Concentración de dexametasona detectada en los sitios de muestreo

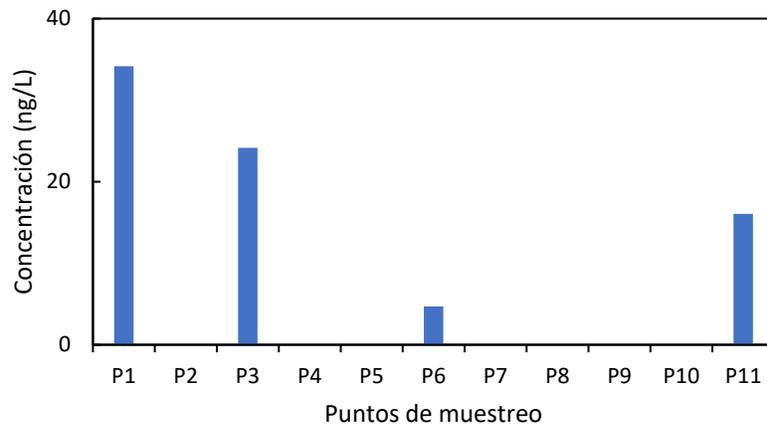


Figura 3.11. Concentración de gemfibrozilo detectada en los sitios de muestreo

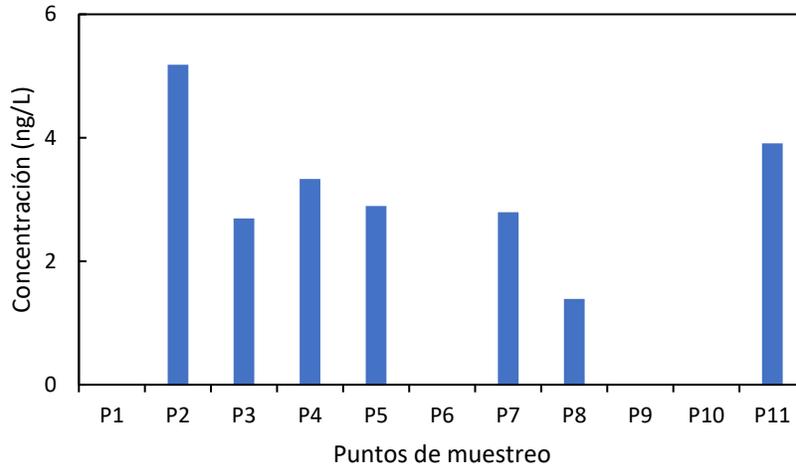
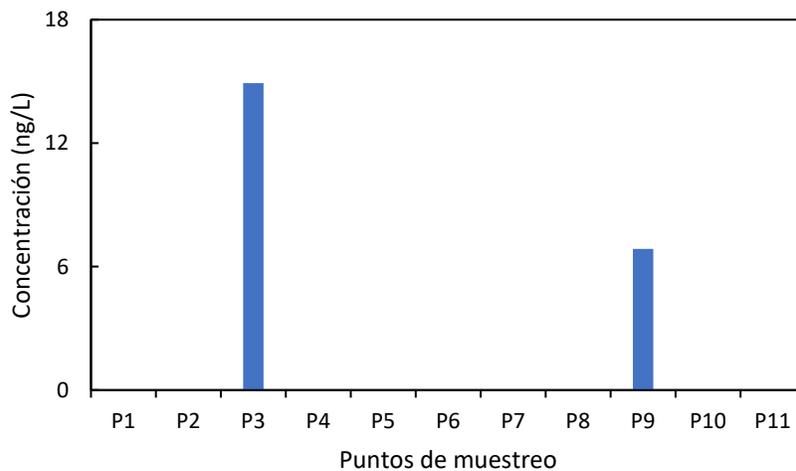


Figura 3.12. Concentración de hidroclorotiazida detectada en los sitios de muestreo



Los compuestos detectados fueron, en su mayoría, de origen farmacéutico. Sin embargo, también se identificaron especies químicas comerciales como la cafeína y el propilparabeno. Las concentraciones más elevadas se presentaron para cafeína (puntos P2, P6, P9 y P11, en orden descendente), en un rango de 700 a 2200 ng/L; atenolol (P2, P6, P9, P10 y P11, en orden descendente), en un rango de 90 a 180 ng/L; ibuprofeno (P2 y P3), en un rango de 120 a 180 ng/L; y propilparabeno (P2 y P5), en un rango de 120 a 140 ng/L. El resto de compuestos fueron detectados en concentraciones menores a 100 ng/L en uno o varios de los sitios analizados. El punto que presentó mayor cantidad de contaminantes emergentes fue P2, ubicado a la altura del Puente de Colima, inmediatamente después del punto de mezcla de los ríos Lempa y Acelhuate. Como se sabe, este último río es el que presenta mayores tasas de contaminación a nivel nacional, por lo cual, es razonable que tenga una mayor presencia de este tipo de especies químicas. Otros puntos significativos fueron P6 (Cerrón Grande, Copapayo), P10 (río Lempa,

Puente de Oro) y P11 (río Sucio, Puente Joya de Cerén). A pesar de que se hayan reportado varios contaminantes en el punto P1 (río Lempa, Puente de Santa Rosa Guachipilín), las concentraciones halladas fueron significativamente menores que la del resto de sitios con mayor repetibilidad.

En un sondeo que realizó el mismo grupo de investigación en el 2021 fuera del marco del proyecto, se analizaron los puntos P1, P2, P6, P9 y P10 se encontró una variedad bastante similar de especies químicas en las aguas del río Lempa y el Embalse Cerrón Grande, pero con concentraciones que superaban hasta en 10 veces los valores reportados en este estudio. Aunque ese muestreo se realizó en la época seca, no se reportó ninguna lluvia antes de la fecha de recolección, por lo cual, es posible que no haya existido ningún factor de dilución provocado por caudales elevados. El anexo C muestra el detalle de los compuestos encontrados en ese sondeo. Adicionalmente, se incluyen los resultados del análisis de una muestra de agua potable recolectada en Mejicanos.

Aunque las concentraciones detectadas tanto en el primer sondeo como en este proyecto estén en el orden de los ng/L, los bajos niveles no son un indicador de que la presencia de estas especies 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 en el sondeo, 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 farmacéutico 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).

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. No obstante, es de notable interés que las concentraciones máximas halladas en aguas superficiales salvadoreñas pueden llegar a ser, para muchas de las especies contempladas tanto en el sondeo como 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 del sondeo de 2021, no puede aseverarse que se deba a posibles negligencias o irregularidades de ANDA, ya que, como se argumentó antes, una de las características principales de los contaminantes emergentes es su gran capacidad de resistir cualquier tipo de tratamiento de potabilización.

3.3.3. Comportamiento de la actividad fotosensible

a) Adecuación del laboratorio

Las tablas 3.7 y 3.8 muestran los promedios y el error de muestra de las variaciones de temperatura y volumen en los tres escenarios evaluados. Debido a que ambas variables estaban

intrínsecamente relacionadas, se optó por escoger el escenario que minimizara tanto los cambios en la temperatura como en las pérdidas de volumen por evaporación en el periodo de evaluación de 9 h. Las mediciones se realizaron por triplicado cada 3 h para la temperatura, mientras que para el volumen se hizo una sola medición para tres réplicas después de las 9 h.

Tabla 3.7. Variación de la temperatura en el tiempo de los tres casos estudiados

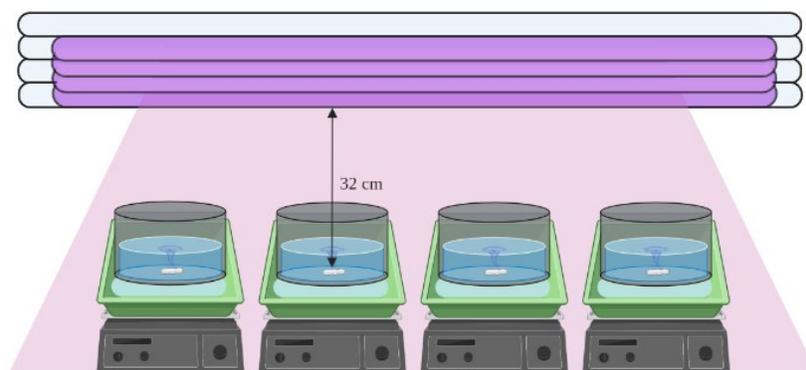
Escenario	Tiempo (h)		
	3	6	9
Cuarto oscuro	$28 \pm 0.2 \text{ } ^\circ\text{C}$	$35 \pm 2.1 \text{ } ^\circ\text{C}$	$31 \pm 0.8 \text{ } ^\circ\text{C}$
Cuarto oscuro y aire acondicionado	$26.8 \pm 0.3 \text{ } ^\circ\text{C}$	$28.7 \pm 2.9 \text{ } ^\circ\text{C}$	$29 \pm 3.2 \text{ } ^\circ\text{C}$
Cuarto oscuro con aire acondicionado y chaqueta térmica	$23.3 \pm 1.8 \text{ } ^\circ\text{C}$	$23.0 \pm 0.0 \text{ } ^\circ\text{C}$	$23.3 \pm 0.6 \text{ } ^\circ\text{C}$

Tabla 3.8. Pérdida de volumen por evaporación al cabo de 9 h en los tres escenarios estudiados

Escenario	Pérdida de volumen (mL)
Cuarto oscuro	48 ± 7.2
Cuarto oscuro y aire acondicionado	42 ± 11.8
Cuarto oscuro con aire acondicionado y chaqueta térmica	32.3 ± 8.5

Como puede observarse, el escenario que mantuvo más estable la temperatura y minimizó las pérdidas por evaporación fue el caso con aire acondicionado y chaqueta térmica. Además, este escenario se mantuvo lo suficientemente cerca del 10 % de variación de volumen permisible para los experimentos cinéticos (Fogler, 2006). Por lo tanto, se optó por fijar esas condiciones para el resto de los experimentos de irradiación. Un esquema del ensamble experimental se muestra en la figura 3.13.

Figura 3.13. Diseño experimental óptimo



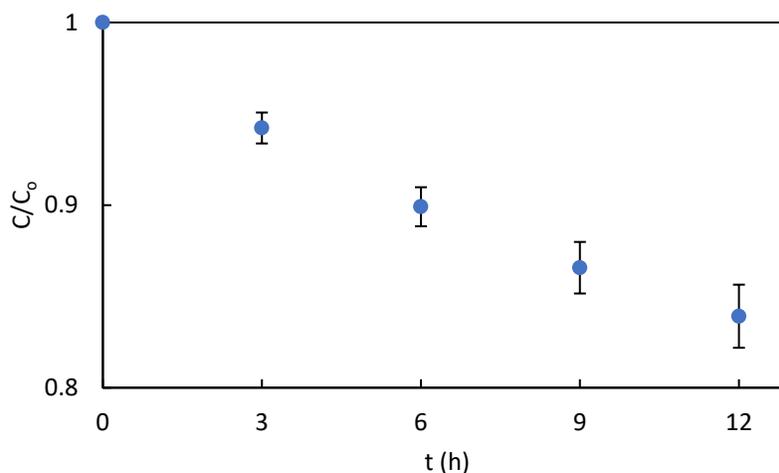
Adicionalmente, se realizaron ensayos de irradiación preliminares con el primer escenario donde no se implementó chaqueta térmica ni aire acondicionado, procurando reponer las

pérdidas de volumen mediante la adición de agua destilada cada 3 h. Para ello, se empleó el agua recolectada en el muestreo preliminar. Sin embargo, esta reposición con agua destilada generó discrepancias en los resultados, ya que los niveles de variación de FFA correspondían a una dilución y no a los efectos de la actividad fotosensible.

b) Experimentos de irradiación base

Los experimentos de irradiación base se realizaron por duplicado en las condiciones descritas en los apartados anteriores y con el escenario óptimo para el laboratorio. En todos los casos analizados, el FFA mostró una reducción de hasta 15 % en las muestras de agua, lo cual generó evidencia significativa que respaldó la presencia de actividad fotosensible y se prosiguió con la metodología de la figura 3.3. Como se muestra en la figura 3.14, el mayor porcentaje se presentó en el punto P3, correspondiente a la entrada del río Lempa al Embalse. Los demás puntos generaron remociones que oscilaron entre 5 % y 10 %. Los resultados completos de estos sitios de muestreo se incluyen en el anexo D.

Figura 3.14. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA

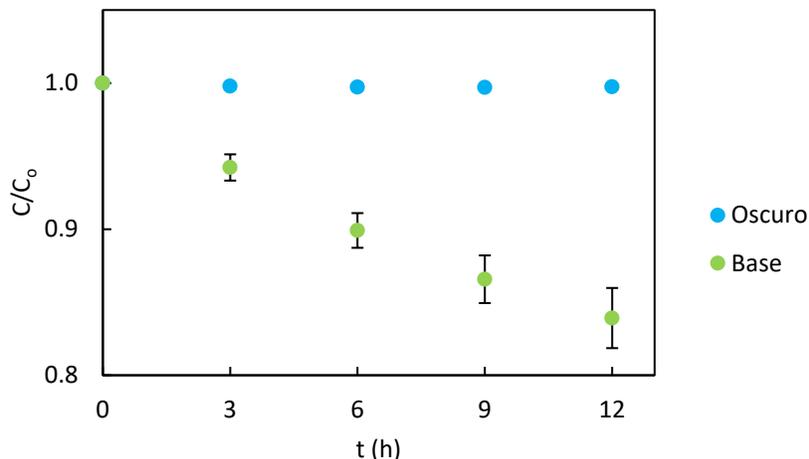


Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM

c) Controles en ausencia de luz

Al igual que los experimentos de irradiación base, los controles en ausencia de luz se realizaron por duplicado. En este caso, ninguno de los experimentos realizados con el agua recolectada en los puntos P1-P11 mostró degradación de FFA durante las 12 h de evaluación. Como se había indicado antes, el hecho de que no se produjera ninguna degradación confirma que no ocurren reacciones competitivas en ausencia de luz y que la irradiación es necesaria para producir la degradación. Un ejemplo de los resultados se muestra en la figura 3.15 para el punto P3. Los resultados completos para el resto de sitios se condensan en el anexo E. Con los puntos P1, P2, P6, P9, P10 y P11 el periodo de análisis fue de 24 h, mientras que el resto de sitios se evaluó solo por 12 h.

Figura 3.15. Comparación entre los controles oscuros (celeste) y los experimentos de irradiación base (verde)



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

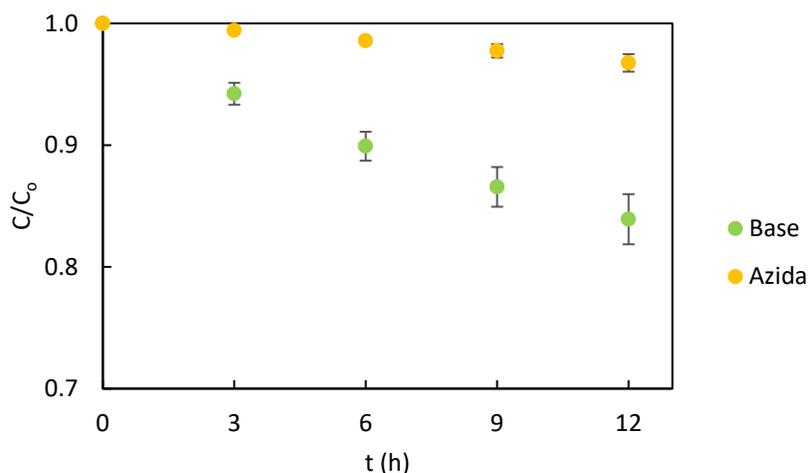
d) Controles con agua destilada

El FFA no se degrada por fotólisis directa en el rango de luz utilizado en este estudio (Haag et al., 1984). No obstante, dado que el ensamble experimental fue realizado por primera vez para este estudio, fue necesario explorar si había emisiones parasitarias por debajo del espectro UVA que pudieran inducir la destrucción directa del FFA por acción de la luz. Debido a que el comportamiento sería el mismo para todas las matrices de agua, únicamente se realizó la verificación con el agua recolectada en el Embalse Cerrón Grande. En todos los casos, la concentración de FFA se mantuvo inalterada y se descartó su degradación por fotólisis directa. Los resultados de esta evaluación se muestran en el anexo F.

e) Controles con azida de sodio (NaN_3)

A excepción de la muestra P11, los controles con NaN_3 mostraron que no existía degradación de FFA en todo el periodo de evaluación. Por lo tanto, se descartó que el proceso reactivo ocurriera por los radicales $\cdot\text{OH}$ y se confirmó que se llevaba a cabo una fotólisis indirecta del FFA mediada por oxígeno singlete ($^1\text{O}_2$). Además, estos resultados confirman la existencia de actividad fotosensible en las aguas salvadoreñas, lo que podría ser un indicador de que hay una capacidad mínima de amortiguar la presencia de contaminantes emergentes en la naturaleza. A pesar de ello, los valores encontrados son ínfimos y no es posible aseverar que serán suficientes para atenuar la presencia de los micro contaminantes. Esto se debe, principalmente, a que estos compuestos están ingresando ininterrumpidamente a los ecosistemas acuáticos y, por ende, superan constantemente cualquier capacidad de autodepuración natural. Una comparación entre los resultados del experimento base y el control con NaN_3 se muestra en la figura 3.16 para la muestra P3. El resto de los resultados se incluye en el anexo G.

Figura 3.16. Comparación entre los controles con azida de sodio (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y las concentraciones iniciales de FFA y azida fueron de 100 μM y 10 mM, respectivamente.

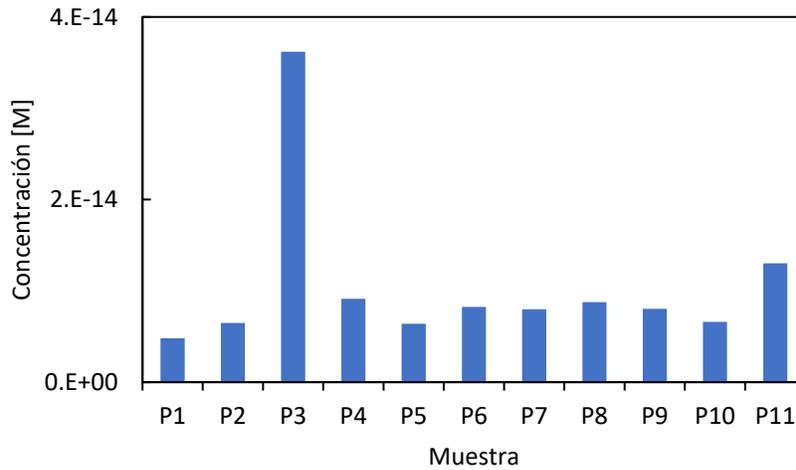
f) Controles con alcohol isopropílico (IPOH)

Debido a que los controles con NaN_3 confirmaron que el $^1\text{O}_2$ era la especie intermediaria responsable de la degradación de FFA en la fotólisis indirecta mediada por la actividad fotosensible, se descartó completamente la acción de los radicales $\cdot\text{OH}$. En el caso de la muestra P11, para la que se observó solamente un leve bloqueo del $^1\text{O}_2$, se confirmó la presencia de actividad fotosensible, pero no fue posible identificar completamente la especie reactiva intermedia que se forma durante la irradiación. Los resultados de los controles con IPOH se muestran en el anexo H.

3.3.4. Ajuste a modelo cinético

Estudios previos han demostrado que el mecanismo de producción de $^1\text{O}_2$ se ajusta a un modelo cinético de primer orden en procesos de fotólisis indirecta en aguas naturales (Martínez, 2020; Wang et al., 2017). Después de haber comprobado la presencia de actividad fotosensible y de fotólisis indirecta en las aguas salvadoreñas, los resultados de los experimentos de irradiación base se ajustaron a este modelo para verificar si el $^1\text{O}_2$ producido en los ensayos también se ajustaba a la cinética de primer orden. Como se muestra en el anexo I, todas las muestras de agua se adaptaron satisfactoriamente al modelo con un R^2 superior a 0.98, por lo que se confirmó que la producción ocurre por el mismo mecanismo planteado internacionalmente. Con esta información, se utilizó el modelo cinético planteado por Martínez (2020) para calcular la concentración de $^1\text{O}_2$ en el estado pseudo estacionario. Los resultados de esta evaluación se muestran en la figura 3.17.

Figura 3.17. Concentración de $^1\text{O}_2$ en el estado pseudo estacionario producida en los sitios de muestreo



En general, las concentraciones de $^1\text{O}_2$ producidas están en el mismo orden de magnitud que los valores reportados en otros estudios (Haag et al., 1984; Martínez, 2020; Vo, 2017; Zepp et al., 1977). De los sitios evaluados, el que presentó concentraciones más altas fue P3, correspondiente al punto donde el río Lempa ingresa al Embalse después de haberse mezclado con el río Acelhuate. Como se había mencionado antes, la actividad fotosensible está sumamente relacionada con el grado de contaminación. Por lo que, mayores niveles de contaminación producirán más actividad fotosensible y viceversa, lo cual podría respaldar que P3 sea el que tenga mayor reactividad. Sin embargo, es necesario profundizar en otro tipo de estudios como la fluorescencia, la presencia de materia algal y el contenido de carbono orgánico total para poder hacer conclusiones cuantitativas.

4. Estado de las plantas de tratamiento en El Salvador

4.1. Antecedentes

La descarga de aguas residuales sin tratamiento previo puede tener consecuencias peligrosas para la naturaleza. Al ingresar al ambiente, contamina los cuerpos receptores y altera sus propiedades fisicoquímicas. En un sentido más amplio, esto afecta negativamente la calidad de las fuentes hídricas y reduce la posibilidad de reutilización del agua, perjudicando actividades como el abastecimiento, la pesca y la agricultura. Para garantizar la protección de la vida acuática, el suministro de agua limpia, la salud pública y los ecosistemas, es esencial contar con un sistema adecuado de tratamiento de aguas residuales antes de su descarga en los cuerpos receptores.

Estos sistemas de tratamiento emplean una variedad de métodos para reducir los niveles de contaminantes en el agua residual hasta niveles aceptables. Los métodos utilizados se basan en la eliminación de contaminantes mediante fuerzas físicas, químicas y biológicas. Un sistema de tratamiento puede diseñarse mediante la combinación de diferentes procesos unitarios y operaciones diseñadas particularmente para cierto tipo de contaminante o parámetro de interés, lo que resulta en sistemas únicos en ciertos aspectos (Vázquez & Valdez, 2016). Sin embargo, también es indispensable contar con un buen sistema de alcantarillado para que el agua residual sea dirigida a la planta de tratamiento donde se reducirá su nivel de contaminación. Después de ser recolectada por este sistema, el agua residual ingresa a la planta de tratamiento y se somete a una serie de etapas que garantizan la eliminación de sólidos disueltos, materia orgánica y otros contaminantes presentes en el agua. Dependiendo del nivel de tratamiento, estas etapas se clasifican de la siguiente manera:

- Tratamiento preliminar: en el tratamiento preliminar se lleva a cabo la remoción de contaminantes de gran tamaño (ramas, objetos flotantes, rocas, arena o grasas) que pueden causar obstrucciones, problemas de operación o mantenimientos adicionales en las unidades subsiguientes de la planta de tratamientos. Las operaciones habituales incluyen desbaste, tamizado, desarenado y desengrasado (Tchobanouglos et al., 2003).
- Tratamiento primario: en el tratamiento primario se remueve una porción de los sólidos suspendidos y de la materia orgánica presente en el agua residual. En su versión avanzada, el tratamiento primario aumenta esos niveles de remoción por medio de adición de químicos o filtración. Algunos ejemplos de operaciones utilizadas en tratamientos convencionales son la decantación primaria y los tratamientos fisicoquímicos (coagulación y floculación) (Tchobanouglos et al., 2003).
- Tratamiento secundario: por medio de esta etapa se remueve la materia orgánica biodegradable que se encuentra en suspensión o solución, además, de los sólidos suspendidos. La desinfección también es típicamente incluida dentro de la definición convencional de este nivel de tratamiento. En el tratamiento secundario con remoción de nutrientes, se remueven compuestos orgánicos biodegradables, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo. Los procesos que se enmarcan dentro de este nivel incluyen los tratamientos biológicos anaerobios y aerobios. Dentro de éstos, pueden emplearse sistemas de película fija y de crecimiento suspendido. (Tchobanouglos et al., 2003).

- Tratamiento terciario: el tratamiento terciario abarca la remoción de sólidos suspendidos después del tratamiento secundario, usualmente por medio de filtros. La desinfección y la remoción de nutrientes también pueden ser incluidas dentro de este nivel de tratamiento (Tchobanouglos et al., 2003).
- Tratamiento avanzado: en esta última etapa se lleva a cabo la remoción de materiales disueltos y suspendidos que prevalecen después del tratamiento biológico. Usualmente se emplea solamente cuando el agua va a ser utilizada en otras aplicaciones (Tchobanouglos et al., 2003).

En El Salvador, existe poco conocimiento sobre el nivel de tratamiento que reciben las aguas residuales industriales y domésticas. Además, tampoco hay información reciente sobre los niveles de tratamiento que son implementados en el sector industrial. Según datos de la Organización Panamericana de la Salud (OPS), para el año 2000, sólo un 2-3 % del caudal de aguas residuales producido a nivel nacional era tratado antes de ser descargado a los ríos. De igual manera, el inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales del 2004 contabilizó que, de las 87 instalaciones reportadas hasta entonces, el 77 % operaba sin considerar la eficiencia y un 12.5 % se encontraba en abandono; mientras que una actualización de este reporte apuntó que, hasta el 2008, no existían datos precisos sobre la capacidad de tratamiento de las aguas residuales y que el nivel de cobertura de tratamiento podría ser de 10 % (Calles Hernández, 2012; Gómez Domínguez et al., 2009).

En el levantamiento de información realizado por la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) en el 2012, se reportó un total de 103 plantas de tratamiento de aguas residuales activas a nivel nacional, de las cuales 89 eran de origen doméstico, 20 administradas por ANDA y 69 por comunidades o el sector privado (Amaya Sánchez et al., 2022; Sánchez et al., 2018). Según el estudio de Sánchez et al. (2018), en el 2010 se generaba un aproximado de 184.94 millones de m³/año en los sectores con acceso a alcantarillado, de los cuales sólo 25.86 millones de m³/año recibía tratamiento. De estos 25.86 millones de m³ generados anualmente, 9.46 millones eran tratados por ANDA y el resto por gestión comunitaria o privada.

Para el 2019, ANDA había aumentado el total de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas bajo su administración a 21, ubicadas en los departamentos de Sonsonate (1), Ahuachapán (1), La Libertad (7), San Salvador (6), La Paz (5) y Usulután (1). De las tecnologías que utilizaban, 38 % correspondía a filtro percolador con sedimentador primario y secundario, 23.8 % a lodos activados con aireación prolongada, 14.2 % a combinación de reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) y filtro percolador, 9.5 % a RAFA y filtro anaeróbico, 9.5 % a laguna de estabilización y 5 % a filtro percolador con sedimentador primario y secundario complementado con laguna de maduración (Amaya Sánchez et al., 2022). Ese mismo año, el primer catastro de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas había logrado levantar información de 79 plantas que no eran administradas por ANDA, de las cuales el 39 % era administrado por entes privados, 24 % contaba con administración pública, 24 % con administración municipal y 13 % con administración comunitaria (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2019). Para estas plantas, la tabla 4.1 muestra los tipos de tecnologías utilizadas. De ahí que, para ese año, se estima que había un total de 100 instalaciones en el país.

Tabla 4.1. *Tipos de tecnologías utilizadas en las plantas de tratamiento no administradas por ANDA en 2019*

Tipo de tecnología	Cantidad de plantas de tratamiento
Lodos activados	17
Lodos activados y filtro de arena	1
Filtro percolador	7
RAFA	9
Filtro anaeróbico de flujo ascendente (FAFA)	1
FAFA y filtro de Arena	4
RAFA y FAFA	9
RAFA y filtro Percolador	9
Biodigestor y filtro de arena	2
Reactor aerobio	2
Reactor aerobio y filtro percolador	1
Tanque IMHOFF y filtro percolador	1
Lagunas de estabilización	3
Humedales y lagunas	1
RAFA y humedales	2
Sedimentador	1
Contactores biológicos rotativos (CBR)	1
Reactores biológicos secuenciales (SBR)	1
Tratamiento biológico de oxidación	1
No determinado	6

Nota. Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2019).

4.2. Metodología

Para el levantamiento de la línea base sobre la cantidad y el estado de las plantas de tratamiento que se encuentran operando actualmente en el país, se han utilizado dos fuentes de información, que incluyen:

- Consulta pública: en el 2022, se realizó una solicitud de información ANDA para conocer la cantidad de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas que se encontraban en funcionamiento y los tipos de tecnología más utilizados. No obstante, la respuesta de la institución fue que el tipo de datos solicitados se encontraban clasificados (anexo J). Por tal razón, se utilizaron los datos de una consulta de 2020 donde el MARN brindó información sobre la cantidad de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales que se habían documentado desde el 2014 (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2020). Las preguntas específicas que se abordaron en esa consulta se muestran en el anexo K.
- Análisis de datos de sitio web: durante la realización de este estudio, el MARN habilitó el sitio “Visor de Aguas Residuales de El Salvador” (Ministerio de Medio Ambiente y

Recursos Naturales, 2023). Por lo tanto, se ha hecho una recopilación y análisis de los datos publicados hasta julio de 2023.

Además de estas fuentes de información, se han retomado los resultados de estudios previos donde se realizaron consultas directas al sector privado y a empresas dedicadas a la construcción de plantas de tratamiento.

4.3. Resultados

4.3.1. Consulta realizada al MARN en el 2020

En respuesta a la solicitud de información MARN-2020-065 (Anexo K), se remitió un listado de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales de las cuales se tenía información desde el 2014. Además, el MARN brindó un listado de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas de los departamentos de San Salvador y La Libertad. En función de estas respuestas, los siguientes apartados presentan una sistematización de la información proporcionada, destacando las limitaciones de la interpretación en cada caso.

a) Cantidad de plantas de tratamiento y sus datos de consumo de agua

Los documentos proporcionados por el MARN brindan la información recopilada en el periodo de 2014 a 2019 de 675 empresas. Los sectores industriales a los que pertenece cada una de ellas, según la respuesta a la consulta MARN-2020-065, se muestran en la tabla 4.2. Sin embargo, no se hace distinción del año en el que se recopilaron los datos para cada empresa y tampoco se menciona si la planta de tratamiento continuó activa en todos los años evaluados. Como puede observarse, el 3.3 % de las empresas se clasifica en el rubro de “Vivienda, hotel, comercio u oficinas”, pero no todas ellas corresponden a complejos residenciales. Más bien, la mayoría se dedica a la producción o elaboración de materiales de construcción. Respecto a los complejos residenciales, cabe destacar que sólo se aglutinan 14 complejos residenciales ubicados en los departamentos de San Salvador y La Libertad. Además, las instalaciones correspondientes a aguas de tipo ordinario representan sólo el 2.8 % del total. Por lo que, puede considerarse que la información corresponde predominantemente a aguas residuales de tipo industrial.

Tabla 4.2. *Sectores industriales de las empresas que contaban con tratamiento de aguas residuales*

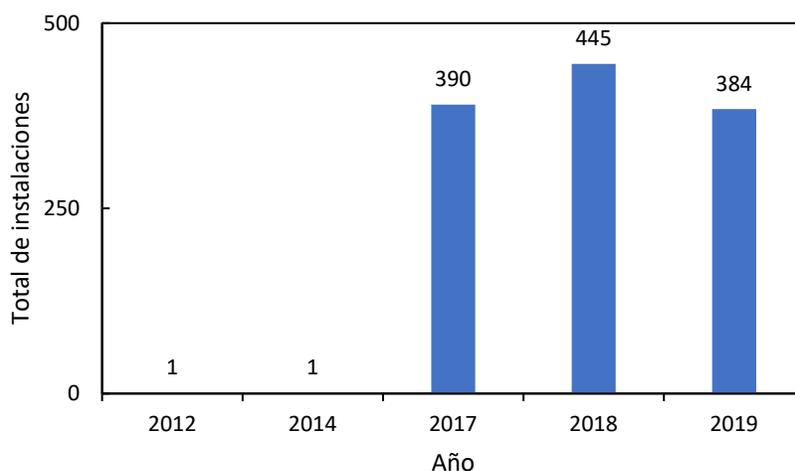
Sector industrial	Porcentaje de empresas
Otra actividad industrial	54.1
Materiales peligrosos	11.0
Pecuario	9.8
Infraestructura de salud	3.7
Vivienda, hotel, comercio u oficinas	3.3
Tratamiento de aguas residuales ordinarias y/o manejo y disposición de excretas	2.8
Canteras y extracciones a cielo abierto	2.2

Manejo de energía eléctrica (subestaciones y líneas de distribución/transmisión)	1.9
Agrícola	1.8
Termoeléctricas que operan con hidrocarburos	1.8
Generación de energía con recurso solar	1.3
Otro sector de construcción	1.2
Generación de energía con recurso hidroeléctrico	0.7
Tratamiento de desechos sólidos comunes	0.7
Acuícola	0.6
Energía con carbón y otros hidrocarburos	0.4
Granjas	0.4
Rellenos sanitarios	0.4
Terminales y estacionamientos	0.4
Generación de energía con recurso geotérmico	0.3
Lotificaciones	0.3
Aguas residuales de tipo especial	0.1
Generación de energía con biogás	0.1
Multifunción	0.1
Puertos o terminales marítimas de descarga de combustible	0.1
Zoocriaderos	0.1

Nota. Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

Para tener una idea más exacta de la cantidad de plantas de tratamiento que se encontraban operando cada año en el país, se realizó un conteo de los datos de consumo de agua reportados anualmente. Esta estimación se hizo asumiendo que, para cada año, las empresas reportaban su consumo de agua sólo una vez. En el análisis, no se tomaron en cuenta las empresas que reportaban un consumo de cero, debido a que se consideró que podía deberse a que no se estaban en operación en el año correspondiente o que no brindaron sus datos. Además, se excluyeron los datos de los 14 complejos habitacionales mencionados anteriormente. Los resultados se muestran en la figura 4.1.

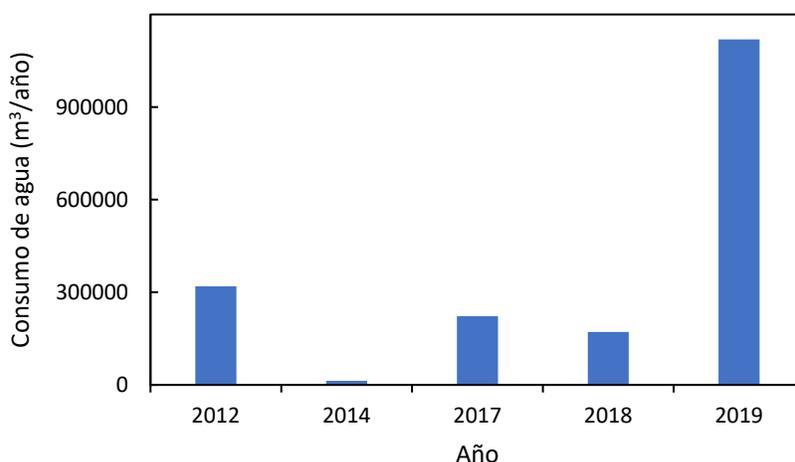
Figura 4.1. *Estimación de la cantidad de plantas de tratamiento de aguas residuales en el periodo 2012-2019*



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

Como se muestra en la figura 4.2, la asociación de las empresas que reportaban su consumo de agua con la cantidad de plantas de tratamiento también hizo posible estimar el promedio de agua utilizada anualmente. No obstante, la discrepancia entre los datos de 2012 y 2014 con respecto a los valores reportados a partir del 2017, tanto para consumo de agua como para cantidad de plantas, genera sesgo en la estimación, ya que podría suceder que no todas las empresas hayan reportado su información al MARN. Por lo tanto, los valores de las figuras 4.1 y 4.2 no podrían asumirse como totales absolutos de cada año, sino como aproximaciones.

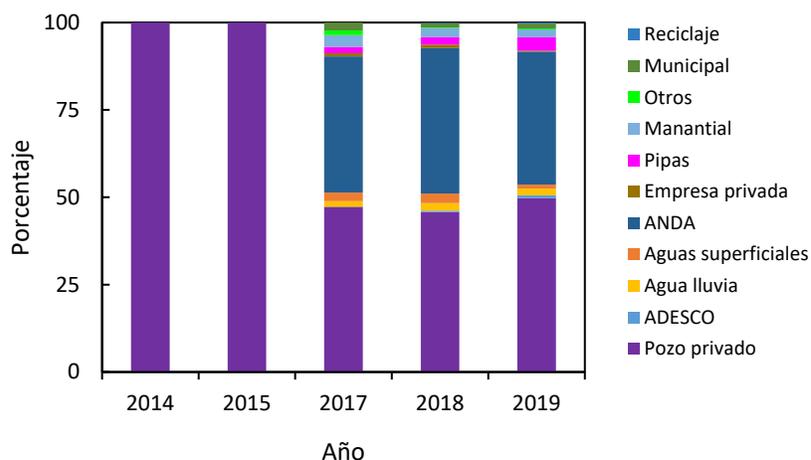
Figura 4.2. *Estimación del consumo de agua anual de las instalaciones que contaban con plantas de tratamiento en el periodo 2012-2019*



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

Para estimar las fuentes de abastecimiento que se presentan en la figura 4.3, tampoco se tomaron en cuenta los complejos residenciales y se eliminó la categoría de “Agua embotellada” o “Agua envasada”. Además, se eliminaron aquellas empresas para las que no se reportaba ninguna fuente. A pesar de que para los años 2014 y 2015 sólo se recabaron los datos de una empresa, es posible afirmar que la mayor parte de industrias que contaban con planta de tratamiento entre 2014 y 2019 utiliza agua de pozos privados.

Figura 4.3. *Estimación de las fuentes de abastecimiento de las instalaciones que contaba en las plantas de tratamiento entre 2014-2019*



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

El caudal de descarga no pudo estimarse por las siguientes razones:

- La respuesta a la consulta no especifica las unidades del volumen de descarga.
- Si se asume que las unidades son m³ y que el valor reportado corresponde al total del mes reportado, la suma del agua de descarga para cada año supera el agua de consumo.
- En el documento no se especifica si el agua de descarga corresponde a agua cruda o agua tratada.

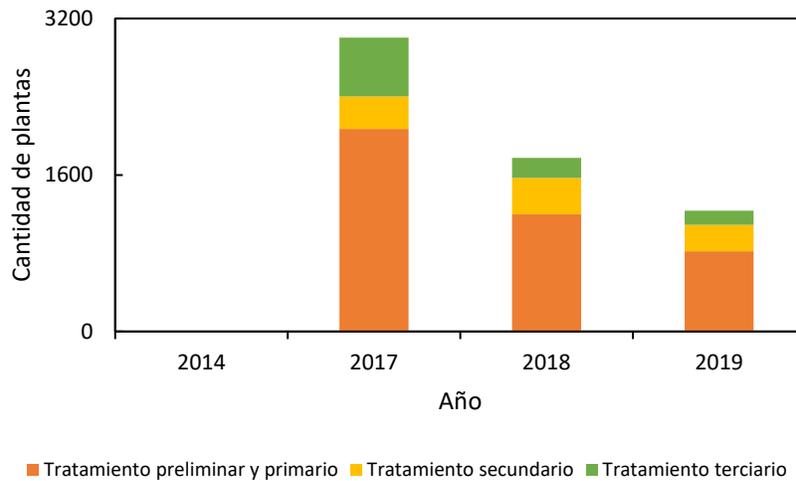
b) Tipos de tratamiento

Como se argumentó antes, los niveles de tratamiento en una planta definen qué tanto puede reducirse el nivel de la contaminación. De esta forma, si una planta cuenta con los tres niveles de tratamiento iniciales (primario, secundario y terciario), se esperaría que su caudal de descarga tuviera una mejor calidad que el de una que sólo cuenta con dos niveles. Del mismo modo, si una planta posee tratamiento avanzado, implicaría que la calidad del agua de descarga se acerca bastante a los criterios mínimos para que pueda ser reutilizada.

En la información proporcionada por el MARN, se distinguen diferentes tipos de tecnologías clasificadas en los tres niveles de tratamiento. La cantidad anual reportada para el periodo 2014-2019 se muestra en la figura 4.4. No obstante, se pudo observar que existían errores conceptuales en la clasificación. Por ejemplo, el tratamiento secundario incluía algunas

tecnologías empleadas para disposición de lodos, no de agua; y la clasificación de tratamiento primario incluye tecnologías que corresponden al tratamiento preliminar. Por tal razón, la organización de la información se realizó tomando como base las categorías de Tchobanoglous et al. (2003). En otras palabras, si el tipo de tecnología correspondía al tratamiento de otro material que no fuera agua residual, o si pertenecía a otro nivel de tratamiento, se eliminó de la categoría presentada. Tomando en cuenta estas consideraciones, puede observarse que casi todas las plantas cuentan con algún tipo de nivel de tratamiento, siendo el más predominante el tratamiento primario.

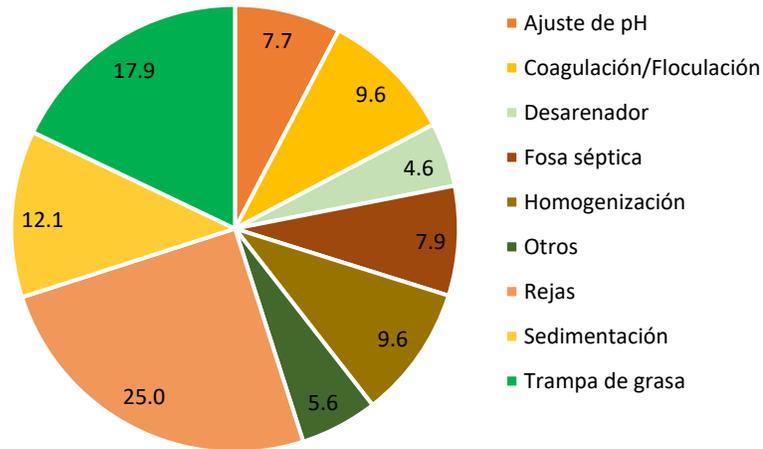
Figura 4.4. Cantidad de plantas que cuentan con tratamiento primario (anaranjado), secundario (amarillo) y terciario (verde)



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

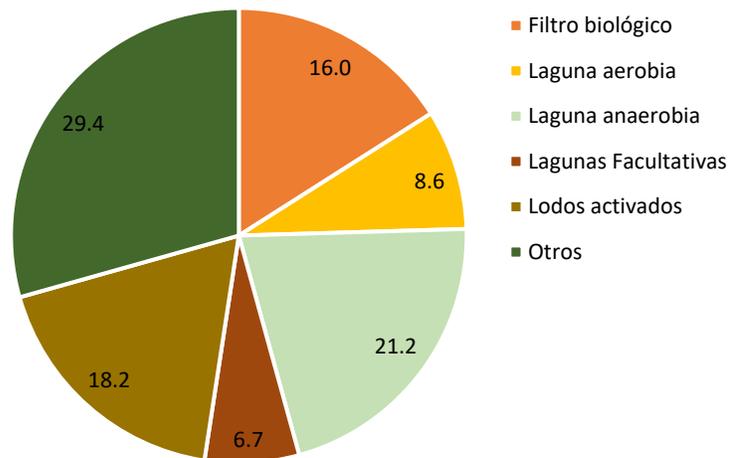
Para determinar los tipos de tecnología más utilizados actualmente, se hizo una evaluación por cada nivel de tratamiento utilizando los datos de 2019. Se evaluó únicamente ese año para descartar aquellas plantas de tratamiento que no se encontraran activas al final del periodo de estudio. Los resultados para cada nivel se muestran en las figuras 4.5-4.7.

Figura 4.5. Tipos de tecnología utilizados en el tratamiento preliminar y primario



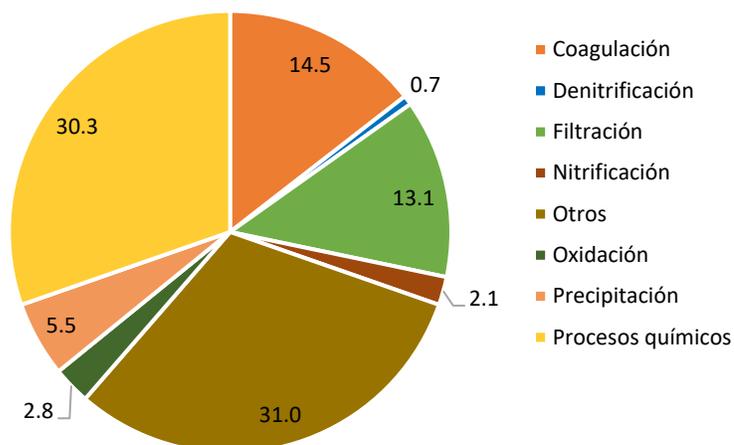
Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

Figura 4.6. Tipos de tecnología utilizados en el tratamiento secundario



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

Figura 4.7. Tipos de tecnología utilizados en el tratamiento terciario



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2020).

La información recopilada sobre los tipos de tecnología utilizados es congruente con los datos reportados en otros estudios. En una consulta realizada a las empresas encargadas de la instalación de las plantas de tratamiento, se encontró que para el periodo 2007-2021, el 28 % de las plantas de tratamiento de aguas residuales utilizaba lodos activados de aireación extendida, seguido de un 22 % que utilizaba reactores de membrana en movimiento (MBBR, por sus siglas en inglés), el 17 % manejaba sistemas SBR, el 11 % operaba por medio de coagulantes y floculantes, el 6% correspondía a biorreactor de membrana (MBR, por sus siglas en inglés) o tratamientos fisicoquímicos y el 5 % empleaba tanques de equalización y reactor anaeróbico. Sin embargo, sigue siendo necesario determinar la cantidad de empresas que dispone de los tres niveles de tratamiento y la cantidad de tecnologías que se implementan por cada nivel, ya que no fue posible realizar esta correlación con la información brindada por el MARN en la consulta de 2020.

4.3.2. Análisis de datos de sitio web

Recientemente, el MARN habilitó el portal “Visor de Aguas Residuales de El Salvador” para poder consultar la información referente a las plantas de tratamiento de aguas residuales ordinarias (uso de servicios sanitarios, lavatorios, fregaderos, lavado de ropa y similares) y especiales (agroindustriales, industriales, hospitalarias y todas las que no son domésticas). Esta información incluye un mapa con la ubicación de las plantas, el estado de operación de cada una (operando, abandonada, rehabilitación, construcción y sin iniciar operaciones), la cantidad por departamento, la gestión y los tipos de tecnología que se emplea. En el caso de las plantas de aguas residuales ordinarias, se reporta un total de 143 instalaciones que se encuentran en operación, mientras que para las aguas especiales el total asciende a 73. Como puede notarse, existe una discrepancia bastante marcada con respecto a los datos de plantas de tratamiento de aguas residuales predominante industriales que había sido recopilado a partir de la consulta al MARN realizada en el 2020. Esto puede deberse a diversos motivos que se enuncian a continuación:

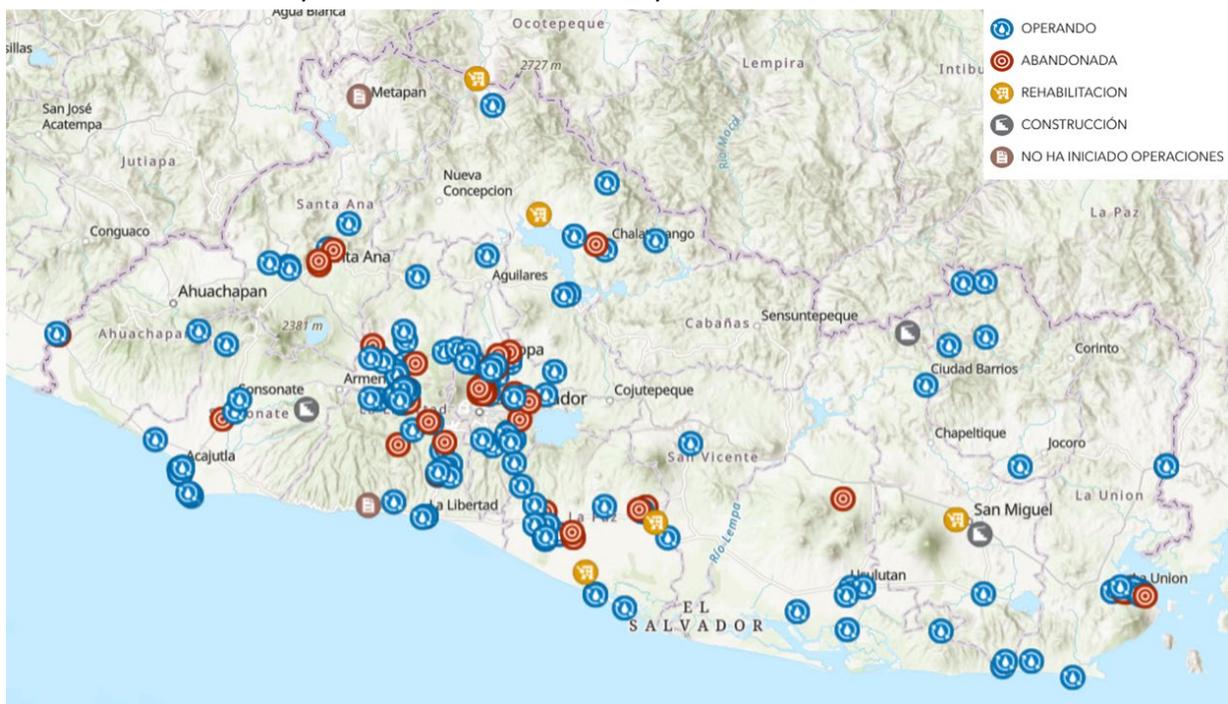
- Los datos de la consulta, que reportaban un total de 384 plantas para el 2019, podrían contener plantas que no se encontraban funcionando en la fecha de la consulta. Mientras que, posiblemente, los datos del sitio web muestran solamente las plantas activas.
- Al cotejar la clasificación industrial del sitio web, se observa que hay menos categorías que las reportadas en la consulta del 2020. Además, los rubros del sitio web se encuentran más especificados y no contienen la categoría “otra actividad industrial”. Por lo tanto, pudieron haberse excluido algunos sectores.

Debido a que no es posible determinar la razón de la discrepancia entre ambas fuentes de información, se ha optado por presentar la compilación de los resultados de manera independiente, de modo que los análisis e interpretaciones no se interrelacionen. Además, se ha asumido que los datos del Visor se encuentran actualizados y que corresponden al 2022 o 2023.

a) Plantas de tratamiento de aguas residuales ordinarias

En total, el Visor contabiliza 195 plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas. De estas, 143 se encuentran en operación, 42 están abandonadas, 5 están en rehabilitación, 3 están en construcción y 2 no han iniciado operaciones. La distribución de estas plantas se muestra en la figura 4.8.

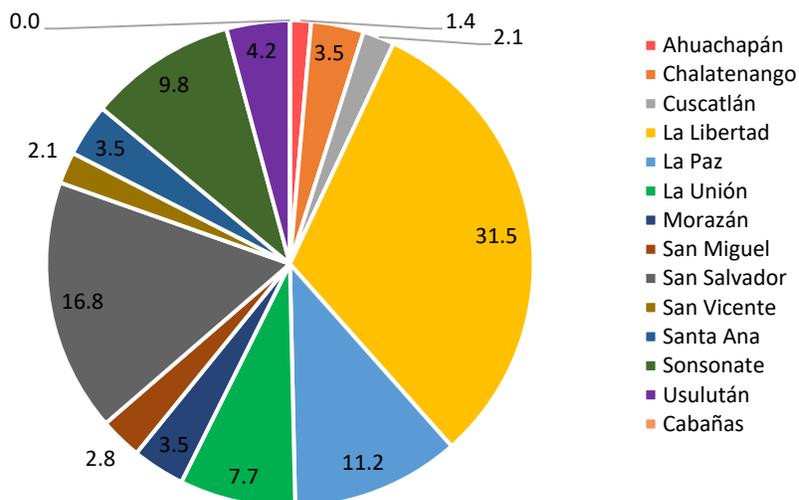
Figura 4.8. *Ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas que se encuentran operando actualmente en el país*



Nota. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

Como se observa en la figura 4.8, la mayoría de las plantas de tratamiento que aún siguen activas se encuentran ubicadas en los departamentos de San Salvador y La Libertad. La distribución de las plantas para cada departamento se muestra en la tabla 4.3.

Figura 4.9. *Distribución departamental de las plantas de tratamiento de aguas residuales ordinarias*



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

El modelo de gestión de las plantas de tratamiento de aguas residuales ordinarias que se encuentran en operación se muestra en la tabla 4.3. Como puede observarse, el 46.2 % posee una administración pública, mientras que el 45.5 % posee un modelo de gestión privada.

Tabla 4.3. *Modelos de gestión de las plantas de tratamiento de tipo ordinario*

Modelo de gestión	Total de plantas
Comunitaria	10
Pública	66
Privada	65
Público-privado	2

Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

Los tipos de tecnología utilizados se muestran en la tabla 4.4. En este caso, puede observarse que existe congruencia con la información presentada anteriormente. Sin embargo, no se reportan tecnologías para tratamiento preliminar o avanzado. Por otro lado, aunque no se brindan detalles sobre los niveles de remoción o los compuestos para los cuales ha sido colocada cada tecnología, y la mayoría puede clasificarse dentro del tratamiento secundario o terciario. Al igual que con la primera fuente de información, no fue posible determinar los niveles ni los tipos tecnologías que posee cada planta.

Tabla 4.4. *Tipos de tecnologías utilizadas en las plantas de tratamiento de agua de tipo ordinario*

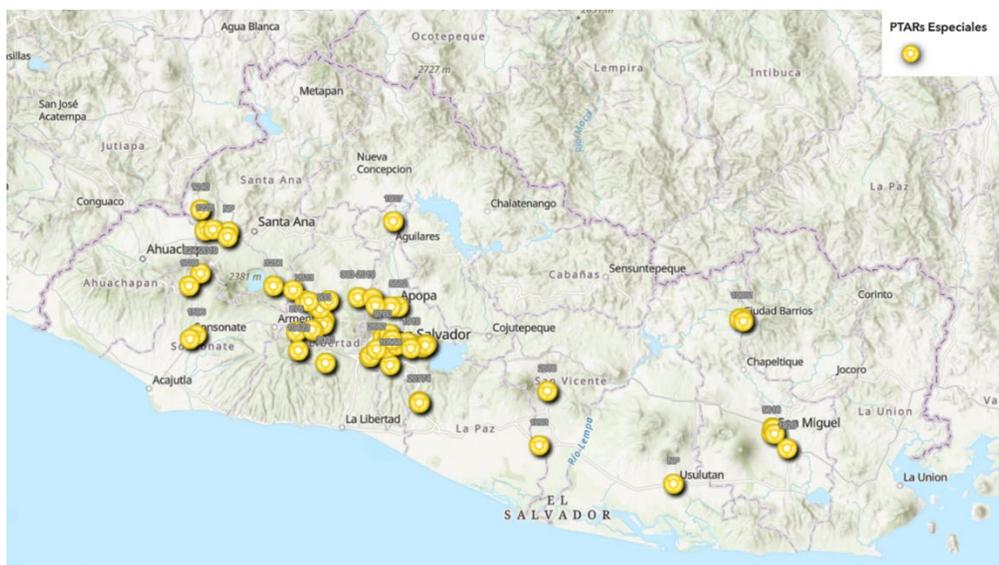
Tipo de tecnología	Cantidad de plantas de tratamiento
Biodigestor y filtro de arena	5
Biorreactores de lecho móvil compacto (MBBR, por sus siglas en inglés)	1
Contactores biológicos rotativos (CBR)	1
FAFA	3
FAFAy filtro de arena	4
Filtro percolador	24
Humedales	1
Humedales y lagunas de estabilización	1
Lagunas de estabilización	6
Lodos activados	34
Lodos activados de película adherida	1
Lodos activados y filtro de arena	1
No determinado	1
Otro	2
RAFA	8
RAFA y FAFA	9
RAFA, FAFA y filtro percolador	2
RAFA y filtro biológico	6
RAFA y filtro percolador	1
RAFA y humedales	2
Reactor aerobio	13
Reactor anaeróbico con baffles y FAFA	1
Reactor anaerobio	5
Reactor biológico aerobio	2
Reactor biológico aerobio y filtro percolador	2
Reactor biológico secuencial (SBR)	4
Sedimentador	1
Tanque Imhoff y filtro biológico	2

Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

b) Plantas de tratamiento de aguas residuales especiales

En el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales especiales, el Visor muestra menos información. Para este caso, la figura 4.10 muestra la distribución nacional de las 73 plantas que se encuentran activas actualmente.

Figura 4.10. *Distribución geográfica de las plantas de tratamiento de aguas especiales*



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

Para las empresas que se muestran en la figura 4.10, la tabla 4.4 indica las categorías en las que han sido clasificadas por el MARN. En este caso, la mayoría de empresas pertenecen a los rubros de “Hilados, tejidos y acabados textiles” (20.55 %), “Servicios hospitalarios, clínicas médicas y otros centros de atención en salud humana y animal y laboratorios clínicos” (17.81 %) y “Beneficiado de café” (15.07 %).

Tabla 4.5. *Clasificación industrial de las empresas que cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales especiales*

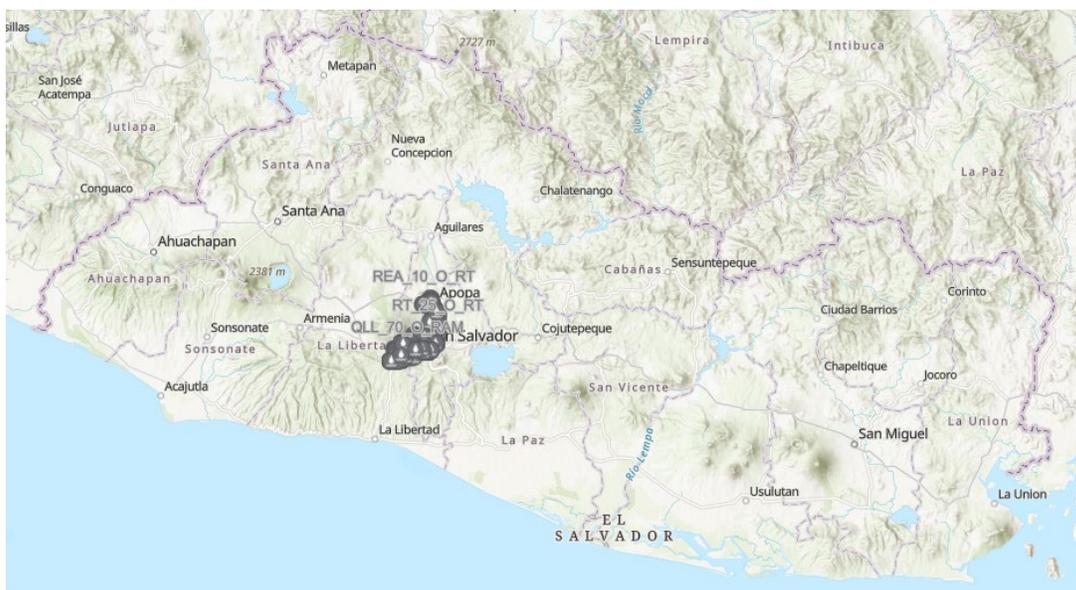
Clasificación industrial	Porcentaje de empresas
Elaboración de productos alimenticios diversos	2.74
Fabricación de pinturas, barnices y lacas	2.74
Hilados, tejidos y acabados textiles	20.55
Bebidas malteadas y de malta	2.74
Fabricación de productos farmacéuticos y medicamentos	2.74
Fabricación de vidrio y productos de vidrio	1.37
Fabricación de chocolate y artículos de confitería, procesamiento de cacao	1.37
Fabricación de productos de panadería	1.37
Servicios hospitalarios, clínicas médicas y otros centros de atención en salud humana y animal y laboratorios clínicos	17.81
Fabricación de productos lácteos	4.11
Fabricación de pulpa de madera, papel y cartón	1.37

Industrias básicas de metales no ferrosos	1.37
Fabricación de jabones y preparados de limpieza, perfumes, cosméticos y otros productos de tocador	2.74
Productos de molinería	1.37
Beneficiado de café	15.07
Curtidurías y talleres de acabado	1.37
Industrias de bebidas no alcohólicas y aguas gaseosas	4.11
Procesamiento de productos avícolas de incubación de aves	2.74
Azúcar	8.22
Refinerías y aceites	4.11

Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

Además, el Visor indica que, a la fecha, se contabilizan 950 vertidos de aguas residuales especiales, mixtas y ordinarias que son descargados al ambiente sin ningún tipo de tratamiento. Aunque no fue posible recopilar información adicional sobre las características de estos vertidos (parámetros de calidad o cantidad), su distribución por tipo y la ubicación de los cuerpos receptores, la figura 4.11 muestra su distribución. Como puede observarse, la mayoría de ellos se concentra en la zona central del país, lo que coincide con la ubicación del territorio más densamente poblado y los mayores parques industriales en el país.

Figura 4.11. *Ubicación de los vertidos que se descargan sin ningún tipo de tratamiento.*



Nota. Elaboración propia hecha a partir de los datos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023).

5. Conclusiones

- El Salvador ha adquirido compromisos internacionales para garantizar la calidad del agua a nivel nacional; sin embargo, de acuerdo con los resultados obtenidos del monitoreo realizado por el MARN, el país se encuentra lejos de cumplir dichos acuerdos. A través de la evaluación de la calidad del agua por medio del índice ICA para la Región Hidrográfica del río Lempa, ha sido posible identificar la influencia negativa que ejercen los núcleos urbanos sobre la cuenca, puesto que en las zonas del país donde se encuentran ubicados, los valores del ICA oscilan mayormente entre las categorías de pésima y mala calidad del agua. Para que el país pueda cumplir con las metas establecidas en el ODS 6 en materia de calidad, es imprescindible que el Estado salvadoreño establezca una ruta de trabajo clara y precisa en materia de saneamiento. Solamente a través de la conjunción entre la implementación de una política nacional de saneamiento efectiva y el monitoreo permanente de la calidad de los cuerpos receptores y demás masas naturales de agua, El Salvador podrá cumplir con los compromisos adquiridos.
- Aunque sólo ha sido posible hacer un análisis preliminar, los resultados confirman la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en los ríos Sucio y Lempa, el Embalse Cerrón Grande y una muestra de agua potable. A pesar de que las concentraciones detectadas son del orden de los ng/L, este hallazgo es relevante porque, incluso a nivel internacional, se desconocen los efectos que la exposición prolongada a estos químicos podría causar en la salud humana y de los ecosistemas. Además, muchas de las concentraciones halladas superan significativamente los valores reportados para cuerpos de agua superficiales en otros países, lo que permite especular que este tipo de contaminación se encuentra bastante extendido en el territorio salvadoreño.
- Los experimentos de irradiación con luz UVA y sus respectivos controles confirmaron la generación de actividad fotosensible en las muestras de agua analizadas. Al igual que en otros estudios, la actividad fotosensible desencadena un mecanismo de reacción de fotólisis indirecta donde se produce el intermediario reactivo $^1\text{O}_2$ en concentraciones del orden de 10^{-14} M. Este intermediario, al ser un potente oxidante, desempeña un rol relevante en la remoción de contaminantes emergentes cuando estos ingresan a los cuerpos receptores en la naturaleza; no obstante, en este estudio, donde se analizó la influencia sobre FFA, el porcentaje de degradación máximo fue de 15 % en el sitio donde se presentó un mayor contenido de TOC y más contaminación (P3). Al respecto, es posible inferir que la naturaleza tiene una capacidad limitada de atenuar estos compuestos. Esta limitación subyace, sobre todo, en que estos contaminantes están ingresando al ambiente a un ritmo que supera la capacidad natural de atenuación, por lo que, es posible que ese 15 % de atenuación no sea constante o reproducible en ambientes naturales. Sin embargo, es necesario ampliar la cantidad de experimentos y cuantificar los niveles de remoción utilizando luz solar para poder entender más ampliamente las posibles rutas de eliminación naturales.
- La actualización de la cantidad y el estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales que se encuentran instaladas en el país sigue planteando retos. Consecuentemente, es difícil realizar una estimación del caudal de aguas residuales que recibe tratamiento. A pesar de ello, la revisión de los datos proporcionados en una consulta pública de 2020 y de la información publicada por el MARN en el “Visor de Aguas Residuales de El Salvador” hace posible estimar que existen entre 216 y 384 instalaciones de plantas para tratamiento de aguas domésticas e industriales, pero se desconoce si todas ellas se encuentran en operación. Asimismo, el Visor reporta que existen 950 vertidos de aguas residuales especiales, mixtas y

ordinarias que son descargados al ambiente sin ningún tipo de tratamiento. Por lo tanto, puede inferirse que los altos niveles de contaminación de los ríos, su deterioro y la presencia de contaminantes emergentes están relacionados con la descarga de aguas residuales que no han recibido ningún tipo de tratamiento.

6. Proyecciones

- Para ampliar la línea de investigación sobre contaminantes emergentes, es necesario realizar un muestreo sistemático que incluya recolecciones tanto en época seca como lluviosa. Además, la medición del caudal del río donde se prevé recolectar la muestra facilitaría el análisis temporal de la variación en las concentraciones detectadas.
- En este estudio, se utilizó únicamente luz UVA en los experimentos de irradiación. Aunque los resultados son favorables en cuanto a la presencia de actividad fotosensible y la eliminación de FFA, el compuesto que fue seleccionado del grupo de los contaminantes emergentes, sigue siendo necesario utilizar luz solar para conocer la capacidad de atenuación de estas especies en condiciones más similares a la naturaleza.
- En el cálculo de la concentración de $^1\text{O}_2$ en el estado pseudo-estacionario, una de las principales consideraciones fue que la concentración de especies fotosensible se mantenía invariable durante todo el periodo de irradiación. En futuras fases de investigación, se sugiere evaluar la influencia de los periodos de irradiación prolongada sobre la capacidad de producir $^1\text{O}_2$. De esta manera, podrá conocerse si las especies fotosensibles también se degradan con la luz y podrá mejorarse el cálculo de la concentración de $^1\text{O}_2$.
- El “Visor de Aguas Residuales de El Salvador” reporta información sobre la ubicación de los puntos donde se generan descargas de aguas residuales sin tratamiento, incluyendo el tipo de vertido, la cuenca, subcuenca, microcuenca y el medio receptor. Por lo tanto, en futuras intervenciones puede plantearse la recopilación de los medios receptores.

Referencias

- Amaya Sánchez, C. B., Orellana Casco, V. M., & Pleités Nolasco, L. E. (2022). *Establecimiento de una línea base para conocer el estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales en El Salvador*. Universidad Centroamericana “José Simeón Cañas.”
- Anumol, T., Wu, S., Marques Dos Santos, M., Daniels, K. D., & Snyder, S. A. (2015). Rapid direct injection LC-MS/MS method for analysis of prioritized indicator compounds in wastewater effluent. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 1(5). <https://doi.org/10.1039/c5ew00080g>
- 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). <https://doi.org/10.1021/es001359q>
- 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 wastewater in The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 225(1–2). [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00336-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00336-2)
- Boreen, A. L., Arnold, W. A., & McNeill, K. (2004). Photochemical fate of sulfa drugs in the aquatic environment: Sulfa drugs containing five-membered heterocyclic groups. *Environmental Science and Technology*, 38(14). <https://doi.org/10.1021/es0353053>
- 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). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.007>
- Buxton, G. V., Greenstock, C. L., Helman, W. P., & Ross, A. B. (1988). Critical review of rate constants for reactions of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals ($\cdot\text{OH}/\cdot\text{O}^-$) in aqueous solution. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 17(2), 513–886. <https://doi.org/10.1063/1.555805>
- Calles Hernández, J. R. (2012). *LIBRO VERDE UTEC 2012* (Universidad Tecnológica de El Salvador (Ed.); 1st ed.). Tecnoimpresos, S.A. de C.V.
- Corcoran, E., Nellemann, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., & Savelli, H. (2010). *Sick Water? The Central Role of Wastewater Management in Sustainable Development: A Rapid Response Assessment*. UN Habitat.
- 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. <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). <https://doi.org/10.1021/es9707973>
- 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>
- Environment Agency. (2002). *The identification of oestrogenic effects in wild fish: Phase II*. Environment Agency.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Eilersen, A. M., Henze, M., & Ledin, A. (2003). Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water SA*, 29(2). <https://doi.org/10.4314/wsa.v29i2.4848>
- Esquivel, O. (2007). *Diagnóstico Nacional de la Calidad Sanitaria de las Aguas Superficiales de El Salvador*.
- Fatta-Kassinos, D., Vasquez, M. I., & Kümmerer, K. (2011). Transformation products of pharmaceuticals in surface waters and wastewater formed during photolysis and advanced oxidation processes - Degradation, elucidation of byproducts and assessment of their biological potency. *Chemosphere*, 85(5). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.082>
- Fogler, H. S. (2006). *Elements of Reaction Engineering*. In *Bioprocess Engineering*.
- Frederiksen, P. K., Mcllroy, S. P., Nielsen, C. B., Nikolajsen, L., Skovsen, E., Jørgensen, M., Mikkelsen, K. V., & Ogilby, P. R. (2005). Two-photon photosensitized production of singlet oxygen in water. *Journal of the American Chemical Society*, 127(1). <https://doi.org/10.1021/ja0452020>
- Gómez Domínguez, R. E., Palacios Díaz, L. M., & Sánchez Pérez, L. E. (2009). *Propuesta de planta de tratamiento para aguas residuales domésticas urbanas y ampliación del alcantarillado sanitario en zonas ubicadas al nor--oriente del casco urbano en el municipio de Quezaltepeque, departamento de La Libertad*. Universidad de El Salvador.
- Gupta, K. (2003). Addressing antibiotic resistance. *Disease-a-Month*, 49(2), 99–110. <https://doi.org/10.1067/mda.2003.10>
- Haag, W. R., Hoigné, J., Gassman, E., & Braun, A. M. (1984). Singlet oxygen in surface waters - Part I: Furfuryl alcohol as a trapping agent. *Chemosphere*, 13(5–6). [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(84\)90199-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(84)90199-1)
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P. F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H. C., & Jørgensen, S. E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - A review. *Chemosphere*, 36(2). [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00354-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00354-8)

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.

Herrero-Hernández, E., Andrades, M. S., Álvarez-Martín, A., Pose-Juan, E., Rodríguez-Cruz, M. S., & Sánchez-Martín, M. J. (2013). Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. *Journal of Hydrology*, 486, 234-245. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.025>

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). <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). <https://doi.org/10.1021/es011055j>

Li, M. Y., Cline, C. S., Koker, E. B., Carmichael, H. H., Chignell, C. F., & Bilski, P. (2001). Quenching of singlet molecular oxygen (1O_2) by azide anion in solvent mixtures. *Photochemistry and Photobiology*, 74(6). [https://doi.org/10.1562/0031-8655\(2001\)0740760qosmoo2.0.co2](https://doi.org/10.1562/0031-8655(2001)0740760qosmoo2.0.co2)

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* (Vols. 473–474). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>

Martínez, V. (2020). *Photosensitizing activity of effluent organic matter and its effects on removal of trace organic compounds*. University of Arizona.

McNeill, K., & Canonica, S. (2016). Triplet state dissolved organic matter in aquatic photochemistry: Reaction mechanisms, substrate scope, and photophysical properties. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 18(11). <https://doi.org/10.1039/c6em00408c>

Metcalf, & Eddy. (2016). *Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering treatment and reuse. Journal of Wastewater Engineering*.

Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2019). Requerimiento: MARN-2020-0109.

Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2020). Requerimiento: MARN-2020-0065.

Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2023). *Visor de aguas residuales de El Salvador*. <https://vares.marn.gob.sv/aguas-residuales/>

- Pastén, P., Vega, A., Guerra, P., Pizarro, J., & Lizama, K. (2019). Calidad del agua en las Américas: Riesgos y oportunidades. In *The Inter-American Network of Academies of Sciences (IANAS)* (Issue March).
- Peuravuori, J., & Pihlaja, K. (2009). Phototransformations of selected pharmaceuticals under low-energy UVA-vis and powerful UVB-UVA irradiations in aqueous solutions-the role of natural dissolved organic chromophoric material. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 394(6), 1621–1636. <https://doi.org/10.1007/s00216-009-2816-7>
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005). *Indicadores Municipales sobre Desarrollo-Humano y ODM*.
- 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., Belteton, 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). <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7899-z>
- Renew, J. E., & Huang, C. H. (2004). Simultaneous determination of fluoroquinolone, sulfonamide, and trimethoprim antibiotics in wastewater using tandem solid phase extraction and liquid chromatography-electrospray mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1042(1–2). <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.05.056>
- Routledge, E. J., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, G. C., Waldock, M., & Sumpter, J. P. (1998). Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 2. In vivo responses in trout and roach. *Environmental Science and Technology*, 32(11). <https://doi.org/10.1021/es970796a>
- 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*, 07(05). <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000500>
- Sánchez, A., Castellanos, M., Calles, R., & 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.
- 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>

- Tchobanouglos, G., Stensel, H. D., & Tsuchihiashi, R. (2003). *Metcalf & Eddy: Wastewater engineering: Treatment and reuse*. In *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*.
- 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). [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00334-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00334-9)
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>
- Vázquez, A. B., & Valdez, E. C. (2016). *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales*. Laboratorium Penelitian Dan Pengembangan FARMAKA TROPIS Fakultas Farmasi Universitas Mualawarman, Samarinda, Kalimantan Timur, IV(April).
- Vo, H. (2017). *Transformation of trace organic contaminants involving reactive oxygen species driven by solar lights* (Electronic Dissertation). <http://hdl.handle.net/10150/626333>
- Wang, Y., Roddick, F. A., & Fan, L. (2017). Direct and indirect photolysis of seven micropollutants in secondary effluent from a wastewater lagoon. *Chemosphere*, 185. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.122>
- Zepp, R. G., Schlotzhauer, P. F., & Sink, R. M. (1985). Photosensitized transformations involving electronic energy transfer in natural waters: Role of humic substances. *Environmental Science and Technology*, 19(1). <https://doi.org/10.1021/es00131a008>
- Zepp, R. G., Wolfe, N. L., Baughman, G. L., & Hollis, R. C. (1977). Singlet oxygen in natural waters [12]. *Nature*, 267(5610). <https://doi.org/10.1038/267421a0>
- Zhu, W. Z., Yang, G. P., & Zhang, H. H. (2017). Photochemical behavior of dissolved and colloidal organic matter in estuarine and oceanic waters. *Science of the Total Environment*, 607–608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.163>

Anexos

Anexo A. Mapas del ICA en la Región Hidrográfica Lempa

Figura A1. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2006

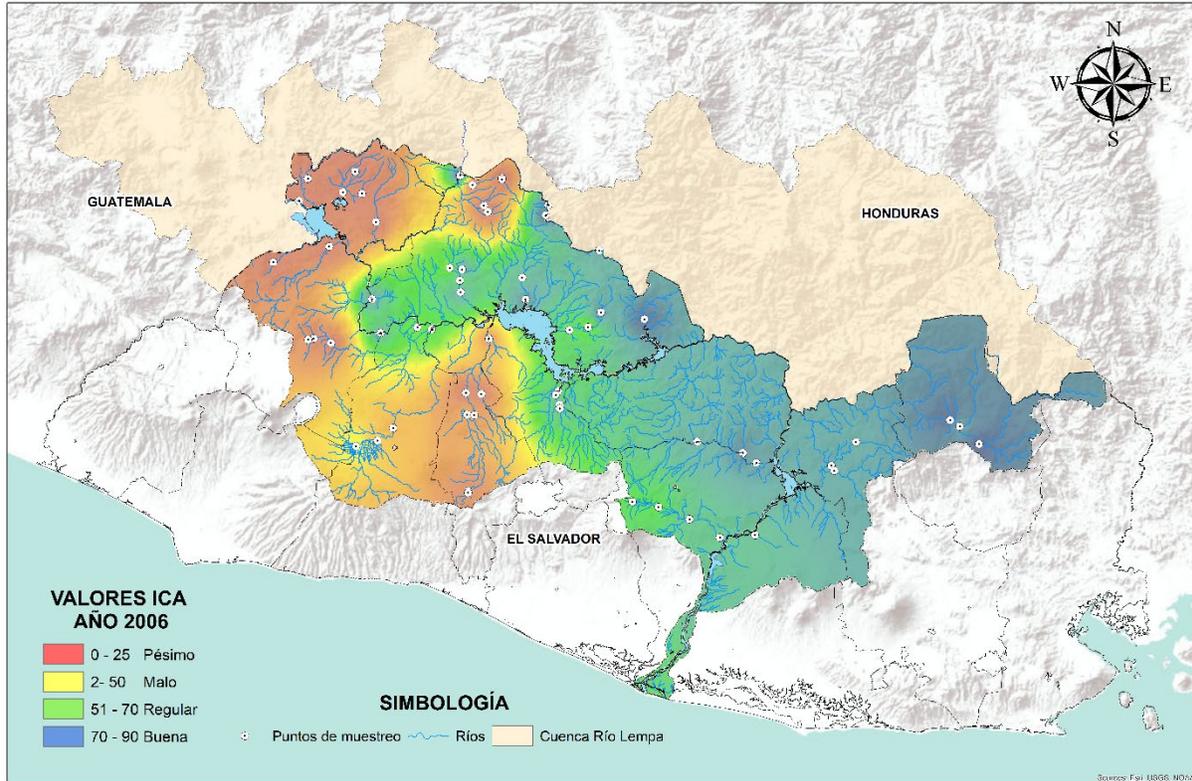


Figura A2. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2007

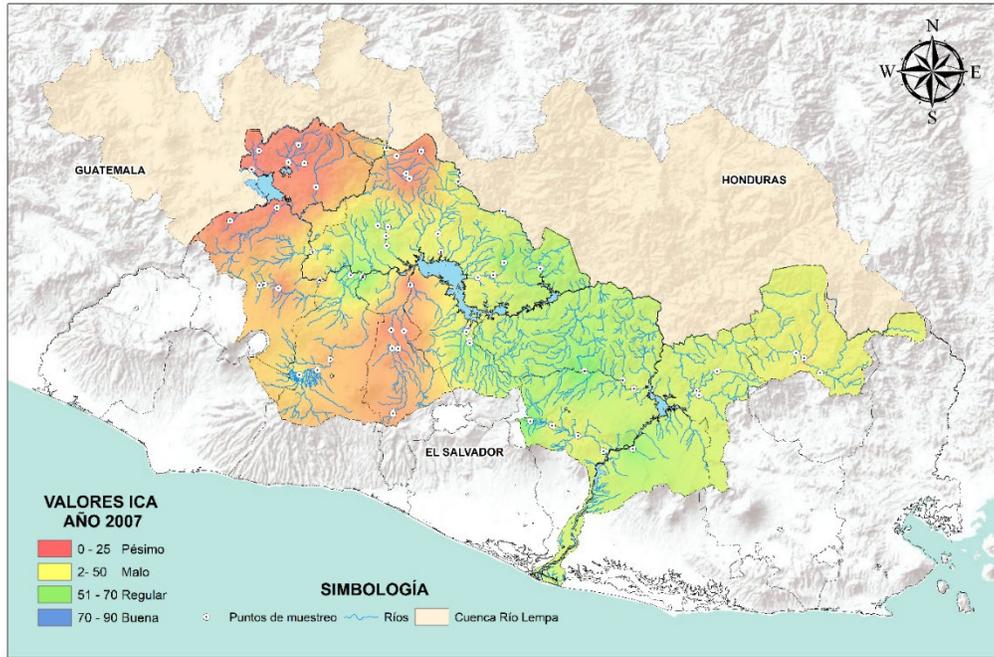


Figura A3. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2009

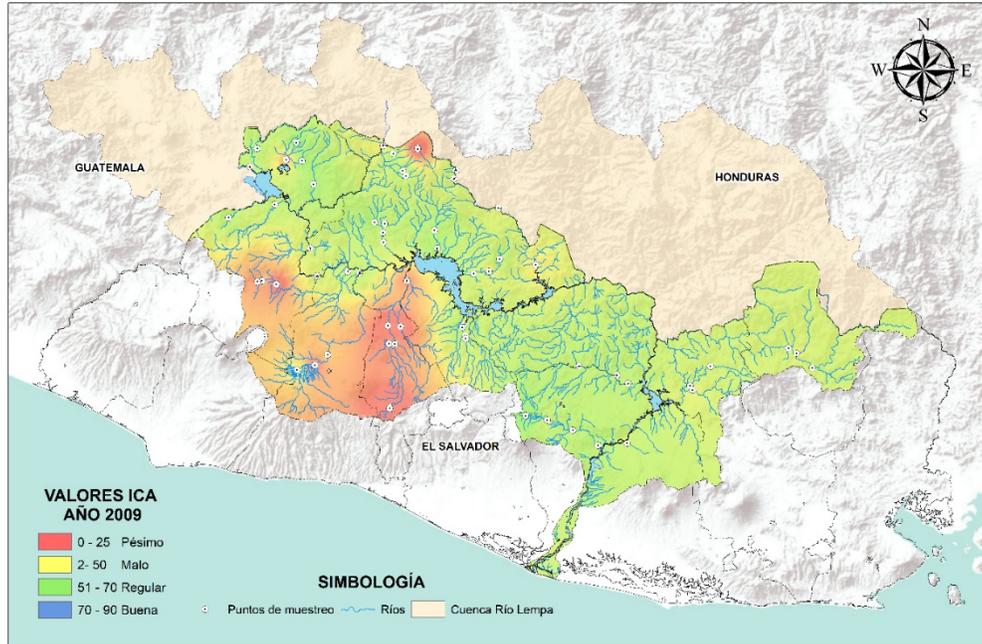


Figura A4. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2010

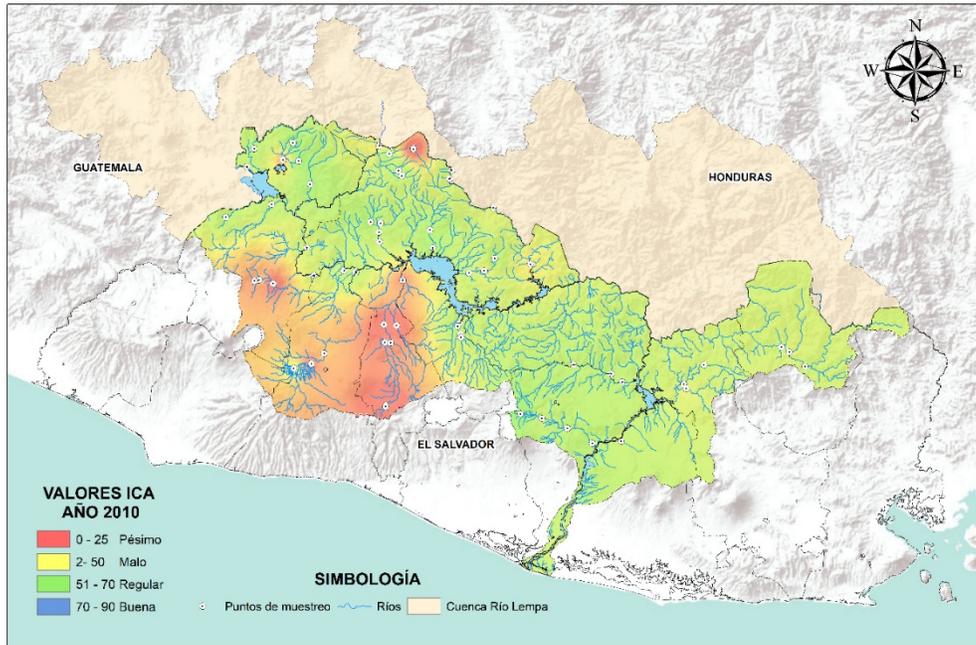


Figura A5. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2011

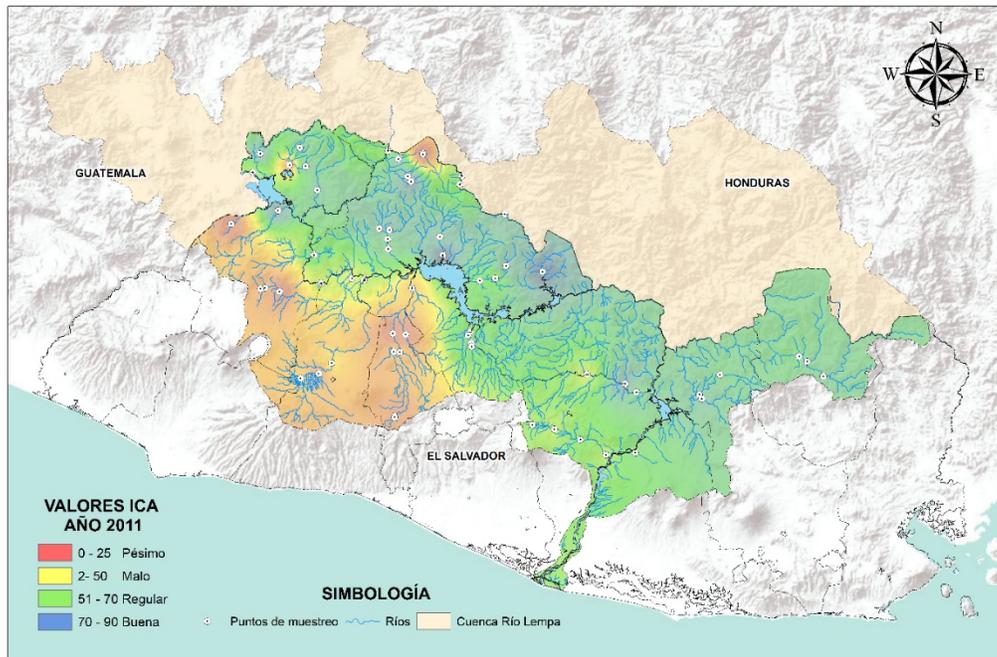


Figura A6. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2017

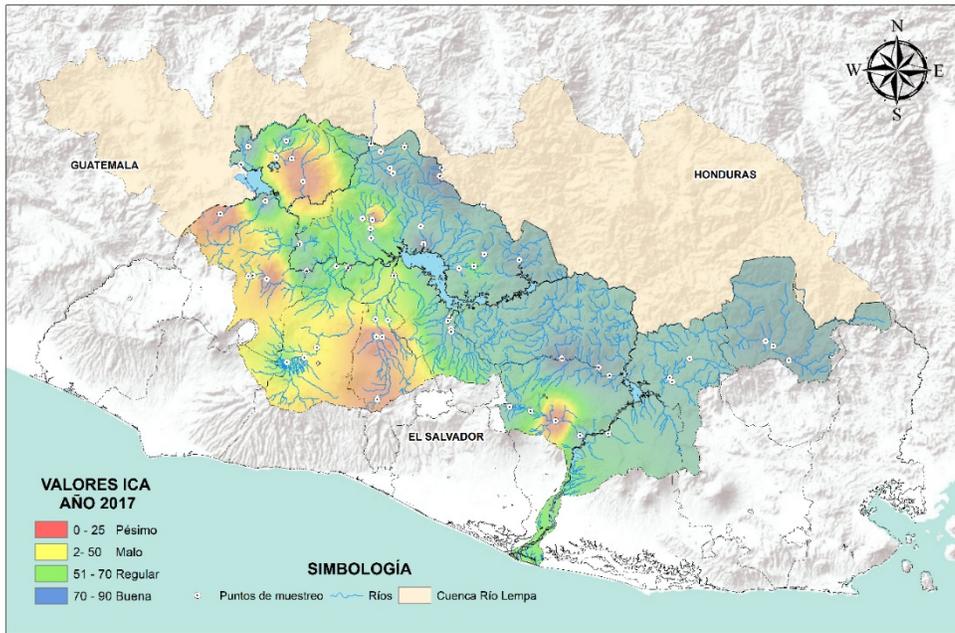


Figura A7. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2018

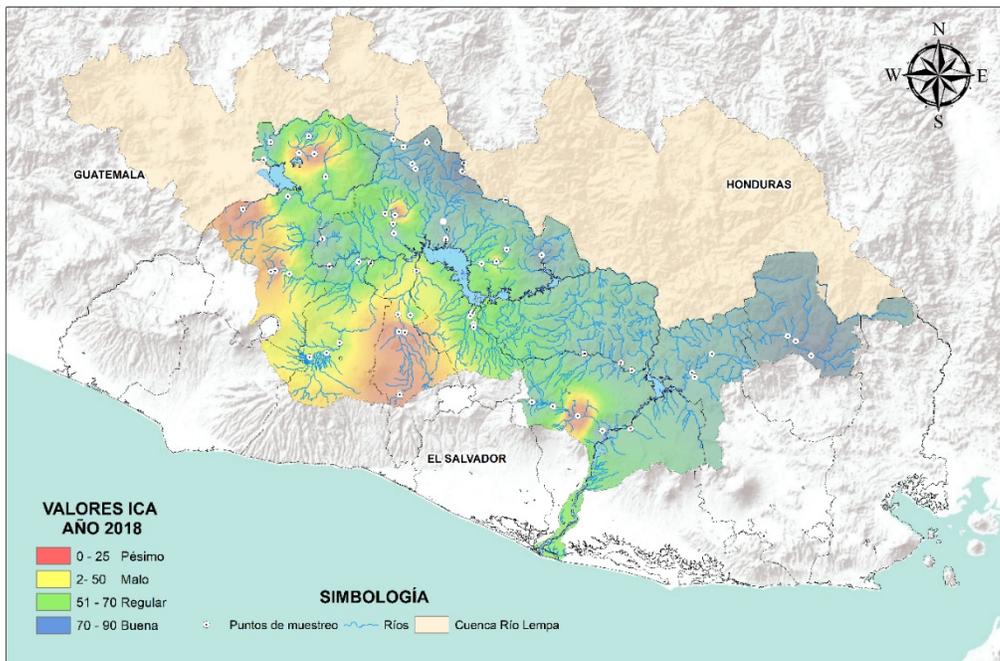
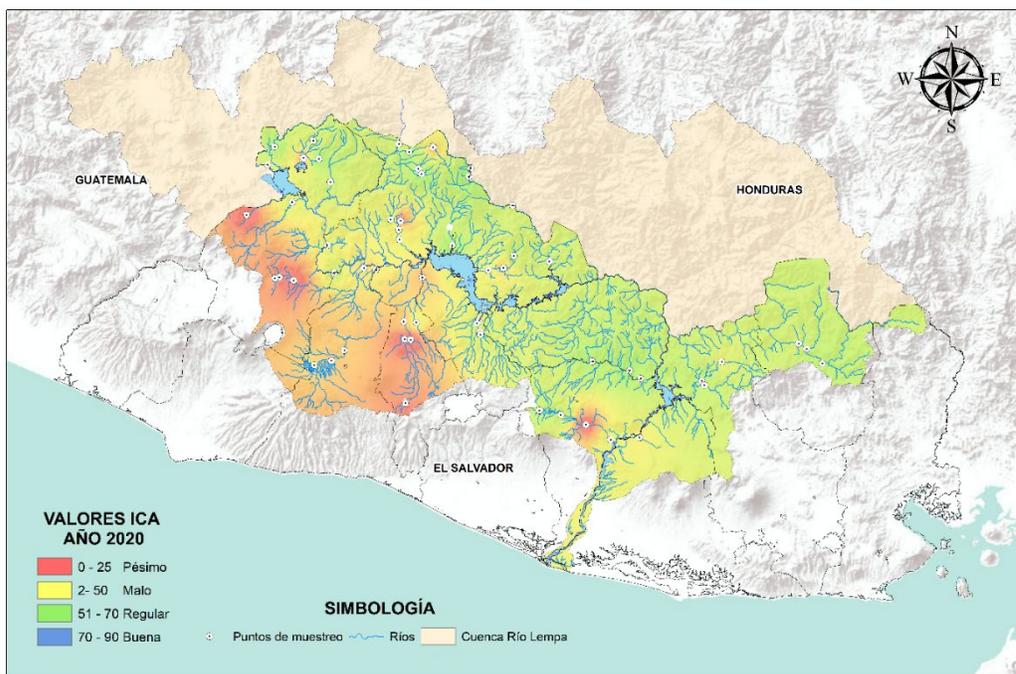


Figura A8. ICA en la Región Hidrográfica Lempa en el año 2020



Anexo B. Resultados de parámetros de calidad de agua medidos

En este apartado se presentan los resultados de calidad de las muestras analizadas de agua superficial, incluyendo los parámetros de pH, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), oxígeno disuelto, turbidez, sólidos totales disueltos, sólidos suspendidos totales, nitrógeno amoniacal, fósforo total y coliformes fecales. En las figuras B1-B3 se muestran algunos pasos procedimentales y resultados cualitativos, así como parte del equipo utilizado.

Figura B1. *Prueba presuntiva coliformes fecales en Caldo Lauril Sulfato*

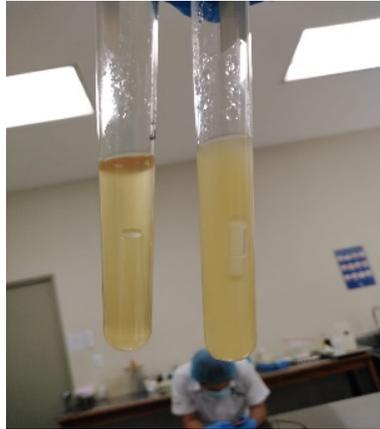


Figura B2. *Fluorescencia de coliformes en aguas superficiales en caldo EC-MUG expuesta a luz UV-365nm*



Figura B3. *Determinación de DBO₅ en aguas superficiales por método volumétrico*



Figura B4. *Espectrofotómetro Cole Parmer UV-Vis para la determinación colorimétrica de fósforo por método de ácido tartárico*



Figura B5. *Digestor microondas Analytikjena para la preparación elemental de muestras de agua*



Figura B6. *Termo-reactor para la determinación de demanda química de oxígeno*



Figura B7. *Determinación de sólidos suspendidos totales*



Figura B8. *Medidor de pH Mettler Toledo*



Para cada sitio, las tablas B1-B10 muestran los resultados de los parámetros analizados.

Tabla B1. *Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P1 (río Lempa, Puente Santa Rosa Guachipilín), en el muestreo efectuado en el 2022*

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	6.067	0.058	N/A
DBO	5.110	0.4563	mg O ₂ /L
DQO	50.596	16.512	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.660	0.144	mg O ₂ /L
Turbidez	14.43	0.306	NTU
Sólidos disueltos totales	106.667	23.094	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.530	0.014	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	4.000	2.000	mg/L
Fósforo total	ND* (<0.01)	-	mg/L
Coliformes fecales	9,000	-	NMP/100 mL

Tabla B2. *Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P2 (río Lempa, Puente de Colima), en el muestreo efectuado en el 2022*

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	8.390	0.026	N/A
DBO	0.450	0.091	mg O ₂ /L
DQO	77.840	2.202	mg O ₂ /L
Oxígeno Disuelto	7.030	0.039	mg O ₂ /L
Turbidez	24.20	0.265	NTU
Sólidos disueltos totales	180	72.111	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.443	0.045	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	22.000	2.000	mg/L
Fósforo total	ND* (<0.01)	-	mg/L
Coliformes fecales	8,000	-	NMP/100 mL

Tabla B3. *Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P6 (Cerrón Grande), en el muestreo efectuado en el 2022*

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	8.483	0.006	N/A
DBO	2.130	0.886	mg O ₂ /L
DQO	1437.445	88.065	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.410	0.140	mg O ₂ /L
Turbidez	3.50	0.149	NTU
Sólidos disueltos totales	160.000	20.000	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.564	0.559	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	7.333	1.155	mg/L
Fósforo total	ND* (<0.01)	-	mg/L
Coliformes fecales	1100	-	NMP/100 mL

Tabla B4. *Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P9 (río Lempa, Puente Nombre de Jesús), en el muestreo efectuado en el 2022*

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	7.767	0.021	N/A
DBO	3.3496	1.800	mg O ₂ /L
DQO	136.220	13.622	mg O ₂ /L
Oxígeno Disuelto	7.05	0.105	mg O ₂ /L
Turbidez	19.50	0.361	NTU
Sólidos disueltos totales	180.000	20	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.339	0.011	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	23.333	4.6	mg/L
Fósforo total	0.101	0.002	mg/L
Coliformes fecales	5000	-	NMP/100 mL

Tabla B5. Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P10 (río Lempa, Puente de Oro), en el muestreo efectuado en el 2022

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	7.813	0.038	N/A
DBO	3.350	1.800	mg O ₂ /L
DQO	116.760	5.041	mg O ₂ /L
Oxígeno Disuelto	7.580	0.186	mg O ₂ /L
Turbidez	25.000	0.436	NTU
Sólidos disueltos totales	193.333	50.333	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.460	0.083	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	69.333	6.4291	mg/L
Fósforo total	0.1714	0.0120	mg/L
Coliformes fecales	3000	-	NMP/100 mL

Tabla B6. Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P11 (río Sucio, Puente Joya de Cerén), en el muestreo efectuado en el 2022

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	7.933	0.006	N/A
DBO	5.220	0.353	mg O ₂ /L
DQO	38.920	2.75	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.520	0.079	mg O ₂ /L
Turbidez	13.650	0.071	NTU
Sólidos disueltos totales	533.333	2.309	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.860	0.045	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	16.000	3.464	mg/L
Fósforo total	ND* (<0.01)	-	mg/L
Coliformes fecales	14,000	-	NMP/100 mL

Tabla B7. Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P1 (río Lempa, Puente Santa Rosa Guachipilín), en el muestreo efectuado en el 2023

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	8.43	0.01	N/A
DBO	2.052	1.141	mg O ₂ /L
DQO	203.711	0.000	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.323	0.0661	mg O ₂ /L
Turbidez	0.9767	0.0306	NTU
Sólidos disueltos totales	146.999	11.500	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.190	0.026	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	4.001	0.100	mg/L
Fósforo total	0.0634	0.0118	mg/L
Coliformes fecales	6,000	-	NMP/100 mL

Tabla B8. Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P2 (río Lempa, Puente de Colima), en el muestreo efectuado en el 2023

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	8.007	0.025	N/A
DBO	3.383	0.296	mg O ₂ /L
DQO	189.998	9.697	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.125	0.0148	mg O ₂ /L
Turbidez	3.260	0.0794	NTU
Sólidos disueltos totales	407.001	11.500	mg/L
Nitrógeno amoniacal	1.652	0.026	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	65.000	1.1987	mg/L
Fósforo total	0.065	0.0012	mg/L
Coliformes fecales	23,000	-	NMP/100 mL

Tabla B8. *Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P6 (Cerrón Grande), en el muestreo efectuado en el 2023*

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	7.827	0.095	N/A
DBO	3.589	1.722	mg O ₂ /L
DQO	80.224	3.371	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.364	0.0584	mg O ₂ /L
Turbidez	0.5167	0.0351	NTU
Sólidos disueltos totales	133.333	2.002	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.102	0.013	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	0.999	0.12	mg/L
Fósforo total	ND* (<0.01)	-	mg/L
Coliformes fecales	11,000	-	NMP/100 mL

Tabla B9. *Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P9 (río Lempa, Puente Nombre de Jesús), en el muestreo efectuado en el 2023*

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	7.393	0.165	N/A
DBO	4.071	0.2203	mg O ₂ /L
DQO	176.016	15.273	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.157	0.0421	mg O ₂ /L
Turbidez	1.4667	0.0569	NTU
Sólidos disueltos totales	120.001	2.000	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.139	0.013	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	4.00	0.2	mg/L
Fósforo total	0.0468	0.0014	mg/L
Coliformes fecales	7000	-	NMP/100 mL

Tabla B10. Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P10 (río Lempa, Puente de Oro), en el muestreo efectuado en el 2023

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	8.217	0.0350	N/A
DBO	1.58	1.3070	mg O ₂ /L
DQO	247.824	0.000	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.056	0.0593	mg O ₂ /L
Turbidez	11.4067	0.2101	NTU
Sólidos disueltos totales	107.000	4.6100	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.019	0.0260	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	7.000	0.4199	mg/L
Fósforo total	ND* (<0.01)		mg/L
Coliformes fecales	4,000	-	NMP/100 mL

Tabla B11. Resultados de los análisis de calidad de agua del punto P11 (río Sucio, Puente Joya de Cerén), en el muestreo efectuado en el 2023

Parámetro	Valor	Incertidumbre (\pm)	Unidades
pH	8.137	0.059	N/A
DBO	2.382	0.3402	mg O ₂ /L
DQO	440.040	38.184	mg O ₂ /L
Oxígeno disuelto	7.067	0.0618	mg O ₂ /L
Turbidez	2.2133	0.0709	NTU
Sólidos disueltos totales	807.010	4.1600	mg/L
Nitrógeno amoniacal	0.13	0.026	mg N-NH ₃ /L
Sólidos suspendidos totales	19.011	3.100	mg/L
Fósforo total	0.9244	0.0059	mg/L
Coliformes fecales	9,000	-	NMP/100 mL

Anexo C. Sondeo sobre la presencia de contaminantes orgánicos emergentes realizado en el 2021

Figura C1. *Concentración de hidroclorotiazida detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

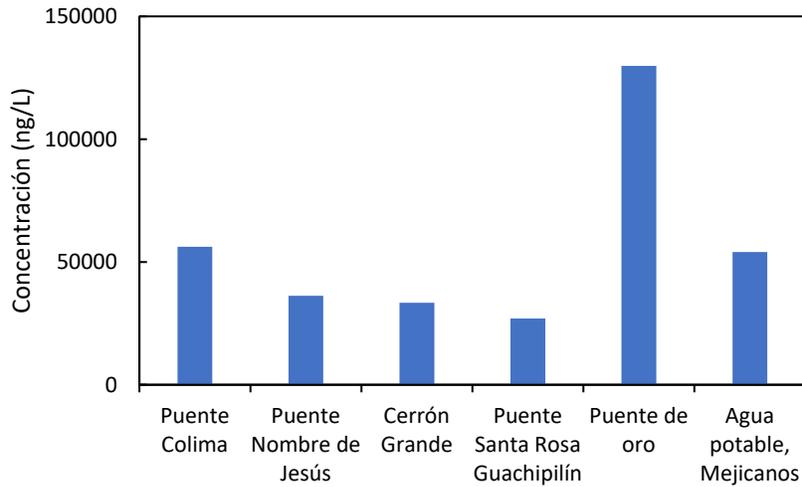


Figura C2. *Concentración de iopromida detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

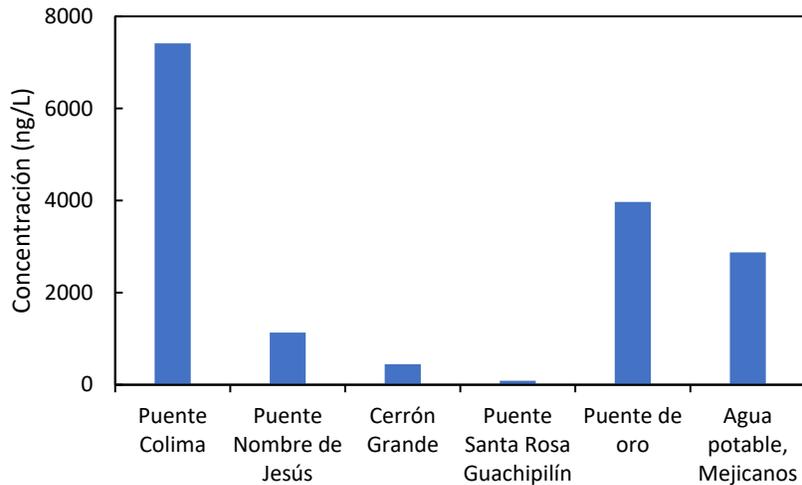


Figura C3. *Concentración de cafeína detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

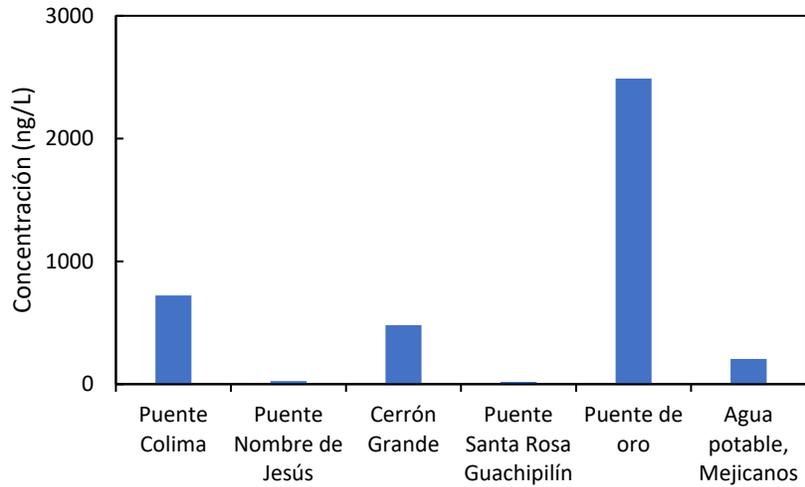


Figura C4. *Concentración de hidrocortisona detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

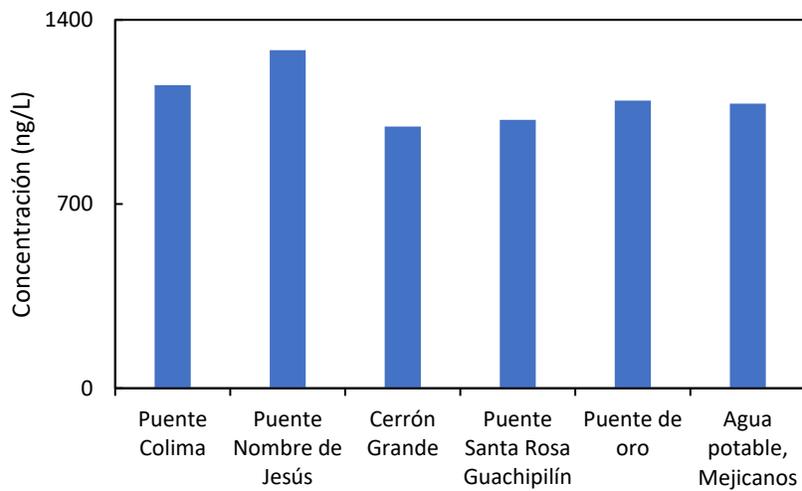


Figura C5. Concentración de ibuprofeno detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

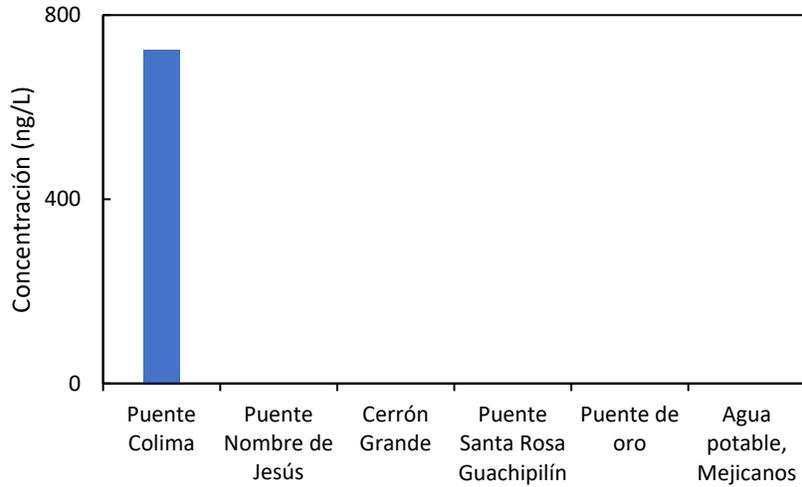


Figura C6. Concentración de primidona detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

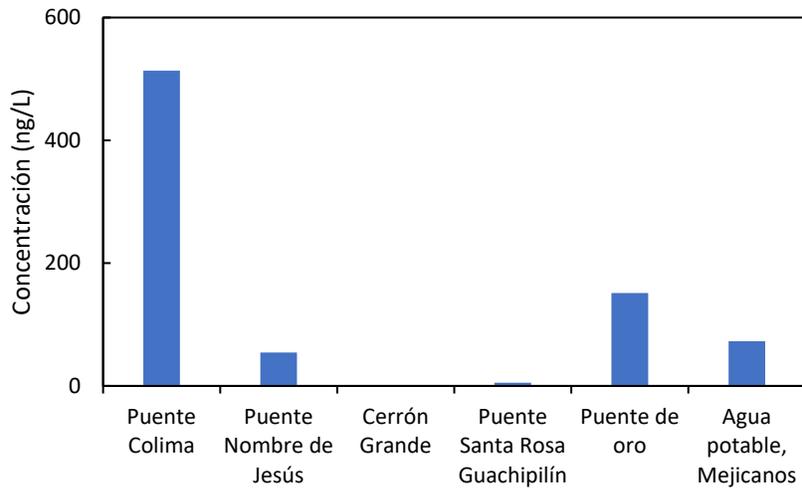


Figura C7. *Concentración de trimetoprima detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

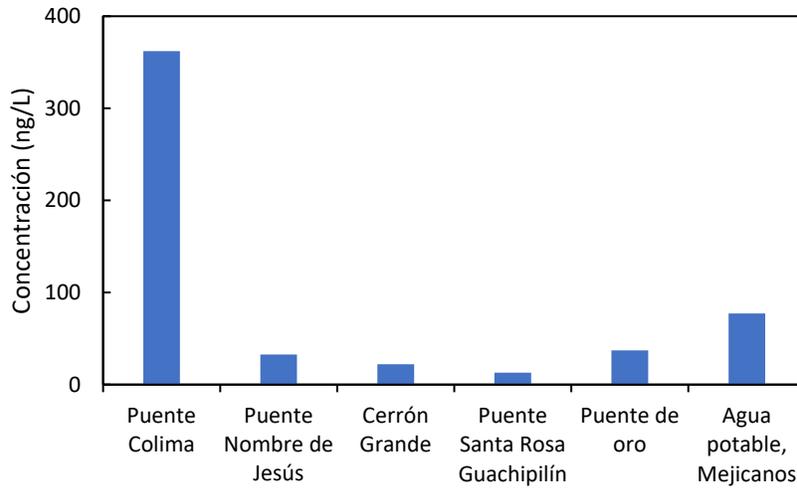


Figura C8. *Concentración de dexametasona detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

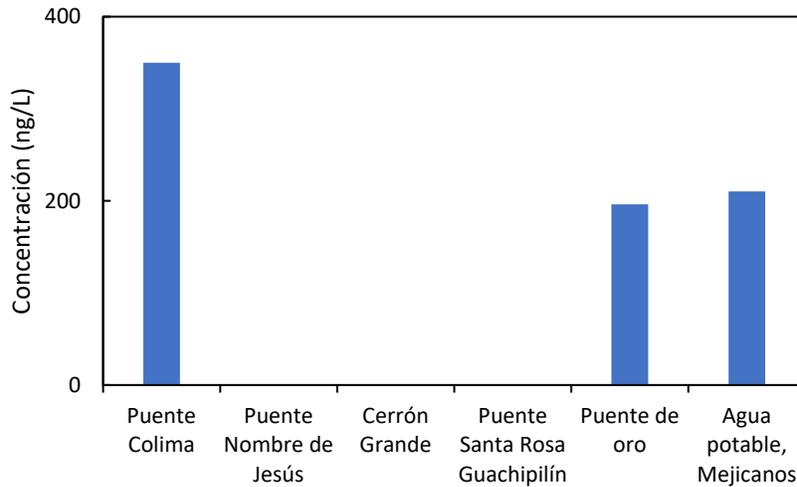


Figura C9. Concentración de norgestrel detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

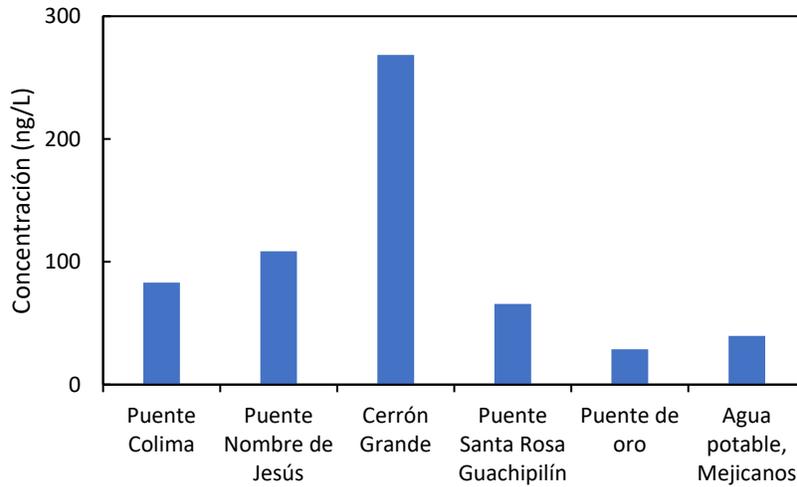


Figura C10. Concentración de atenolol detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

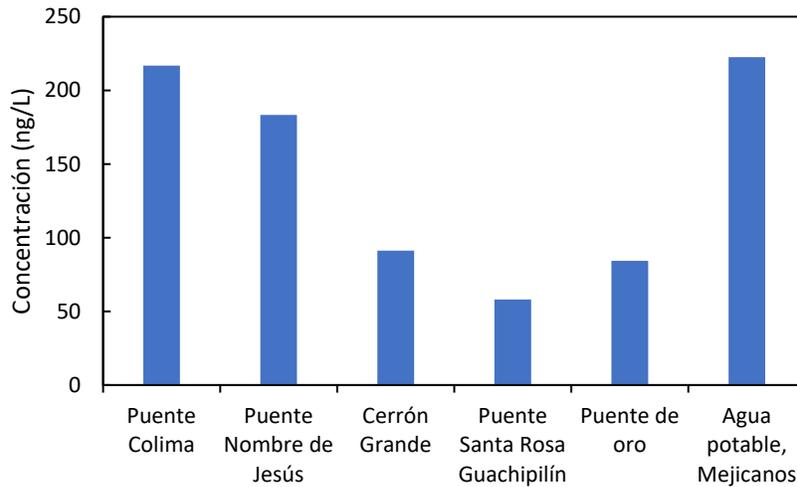


Figura C11. Concentración de atrazina detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

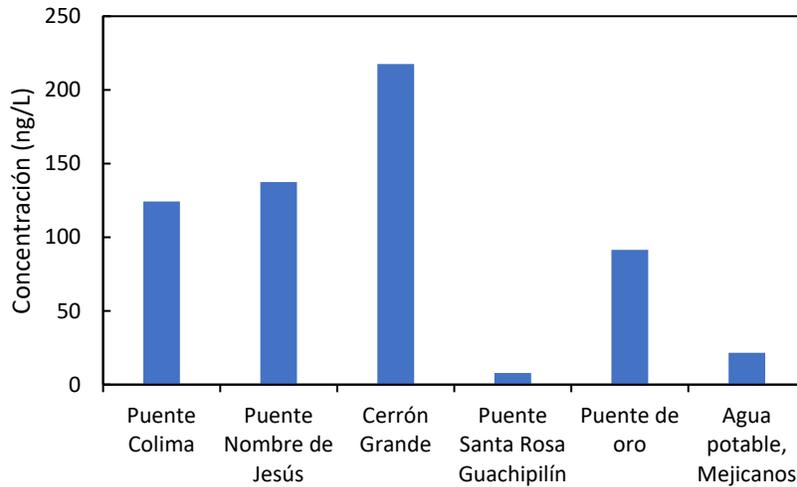


Figura C12. Concentración de sulfametoxazol detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

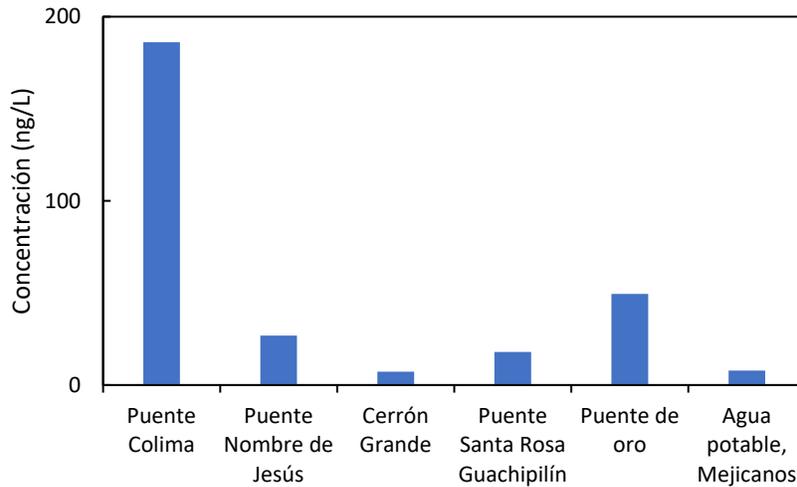


Figura C13. Concentración de carbamazepina detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

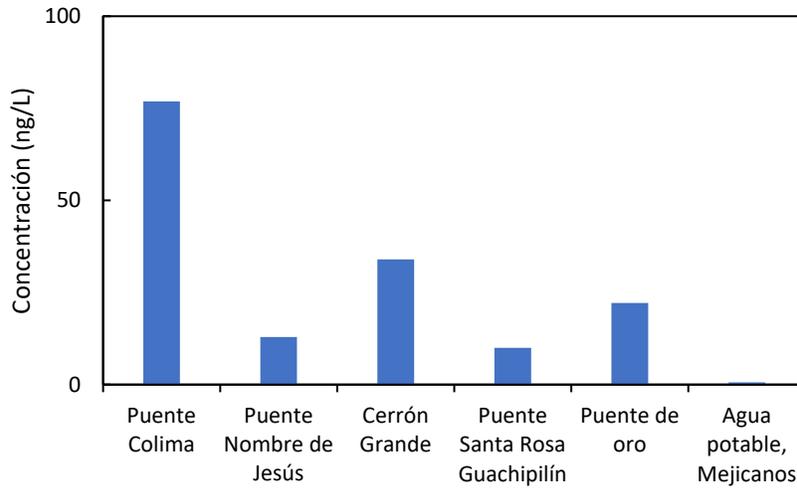


Figura C14. Concentración de propilparabeno detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable

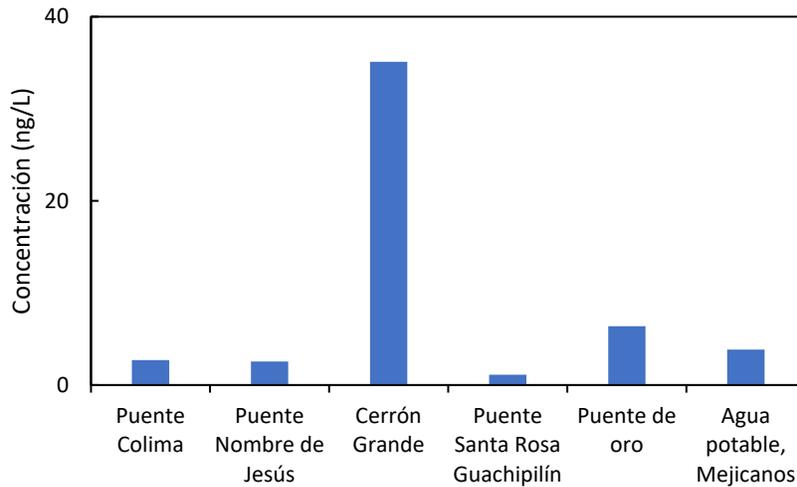


Figura C15. *Concentración de propranolol detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

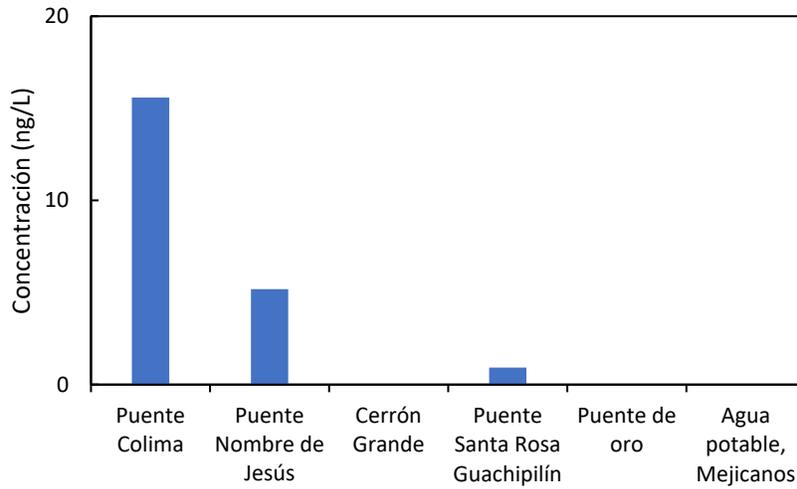


Figura C16. *Concentración de gemfibrozilo detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable*

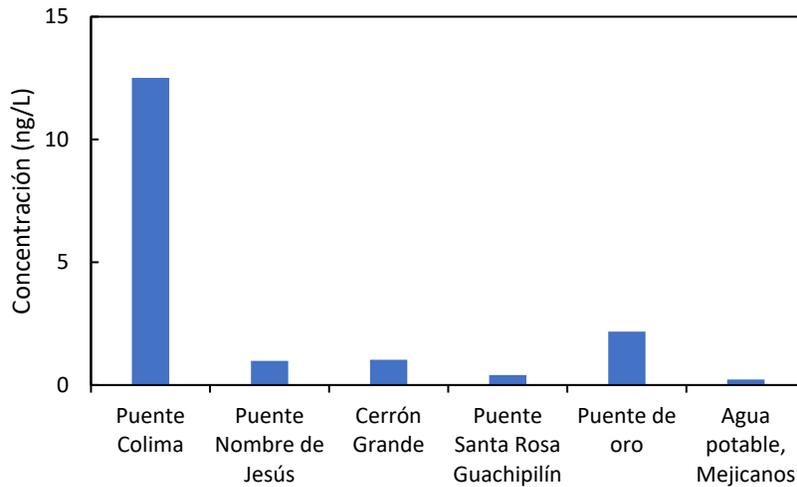
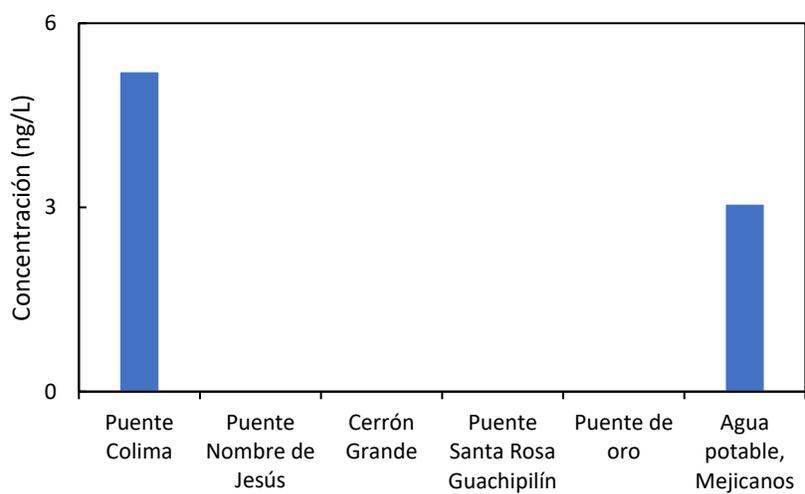
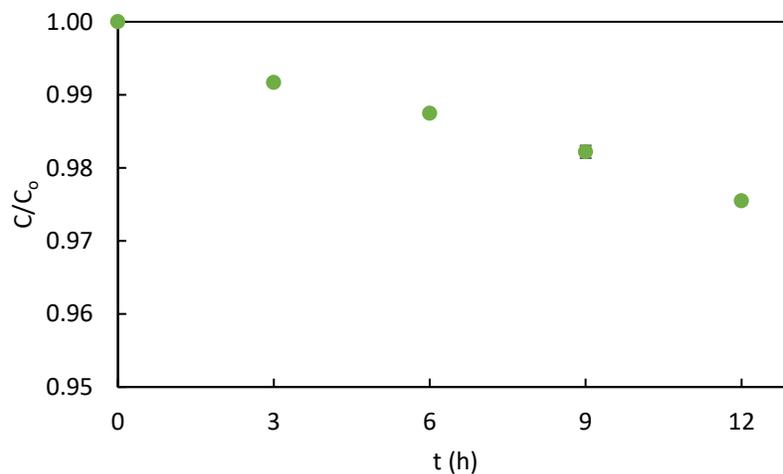


Figura C17. Concentración de difenhidramina detectada en el sondeo de verano de 2021 el río Lempa (Puente Colima, Puente Nombre de Jesús, Puente Santa Rosa de Guachipilín y Puente de Oro), Embalse Cerrón Grande y agua potable



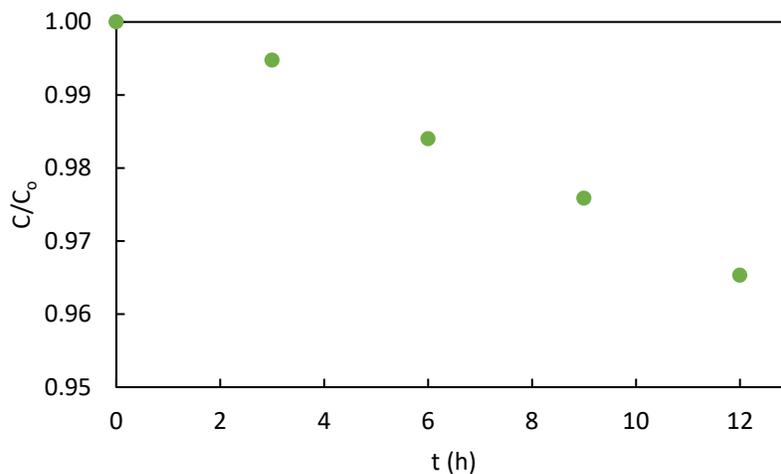
Anexo D. Resultados de los experimentos de irradiación base

Figura D1. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



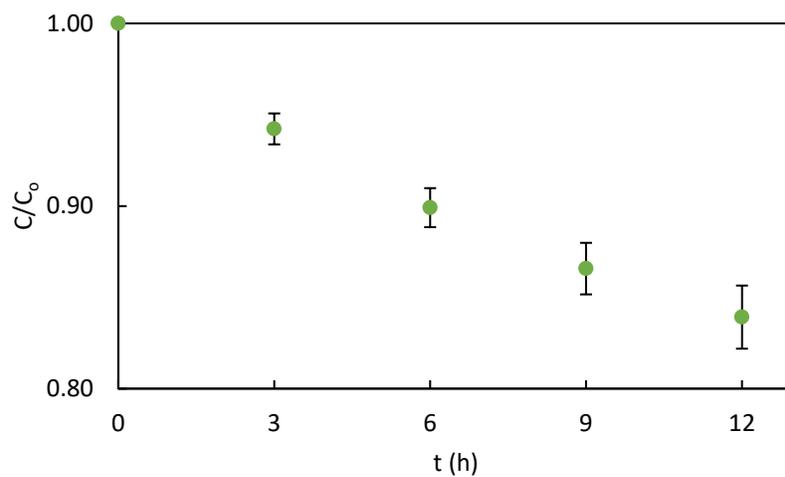
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P1 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D2. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



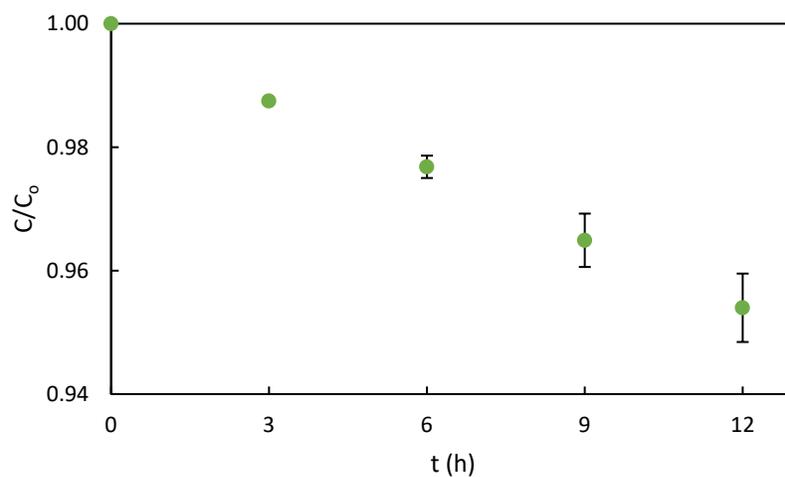
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P2 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D3. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



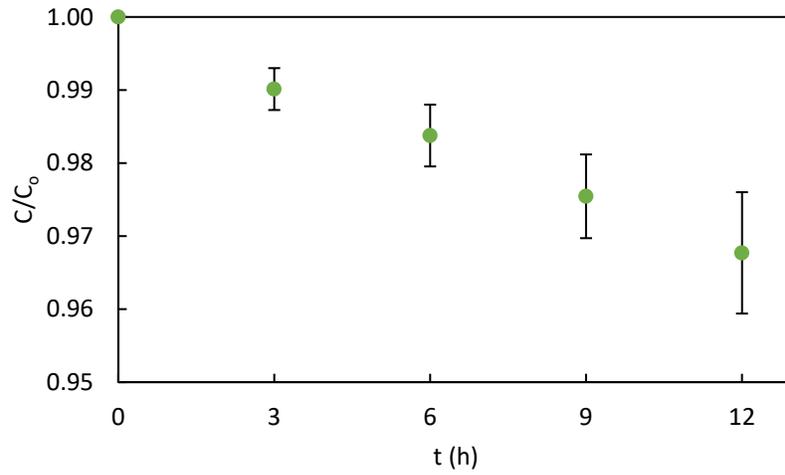
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D4. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



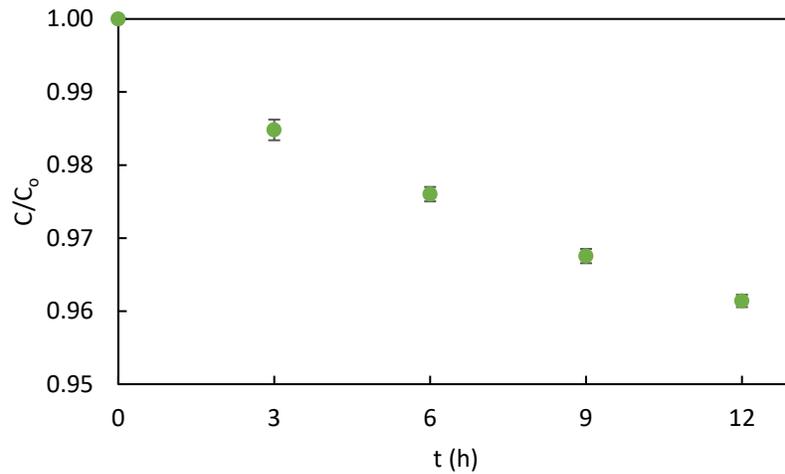
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P4 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D5. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



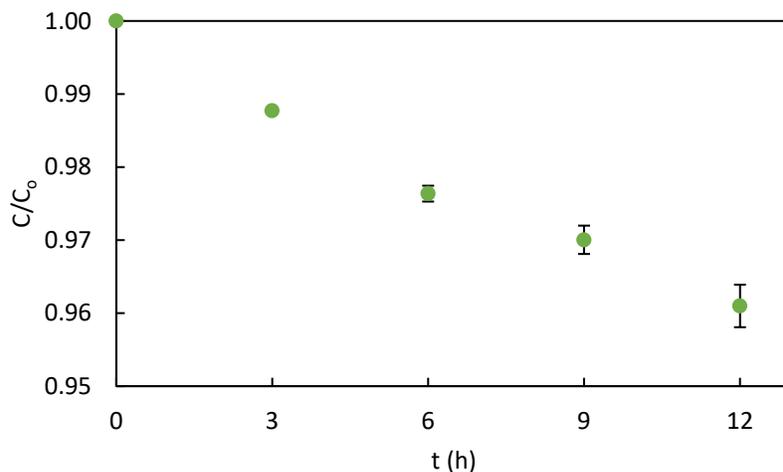
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P5 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D6. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



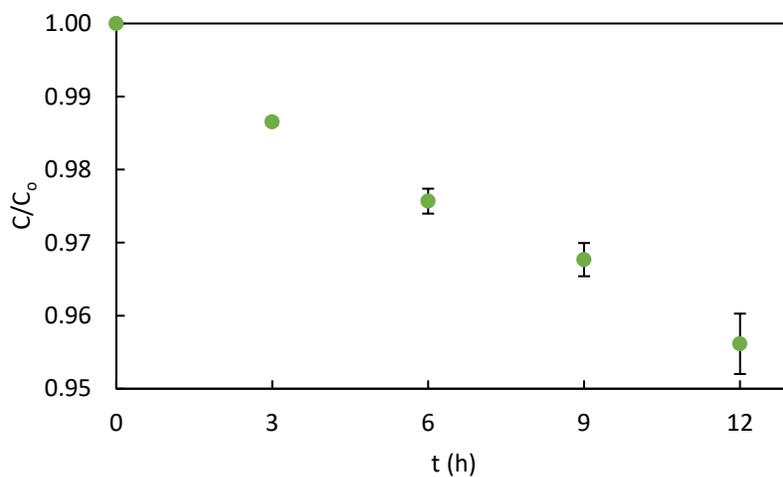
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P6 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D7. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



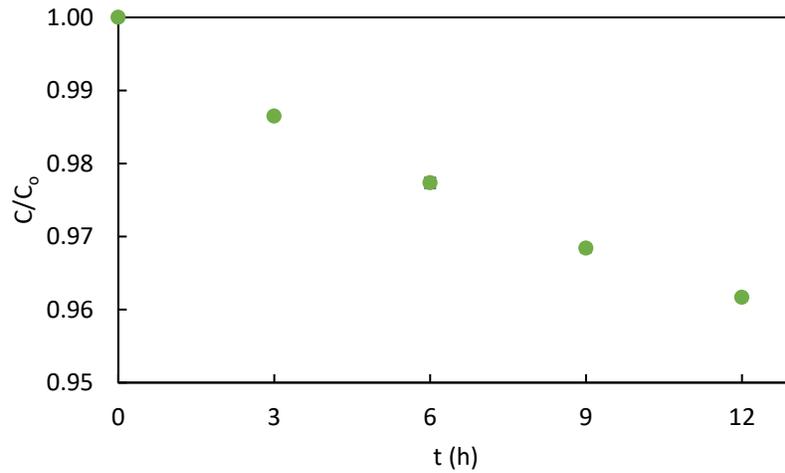
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P7 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D8. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



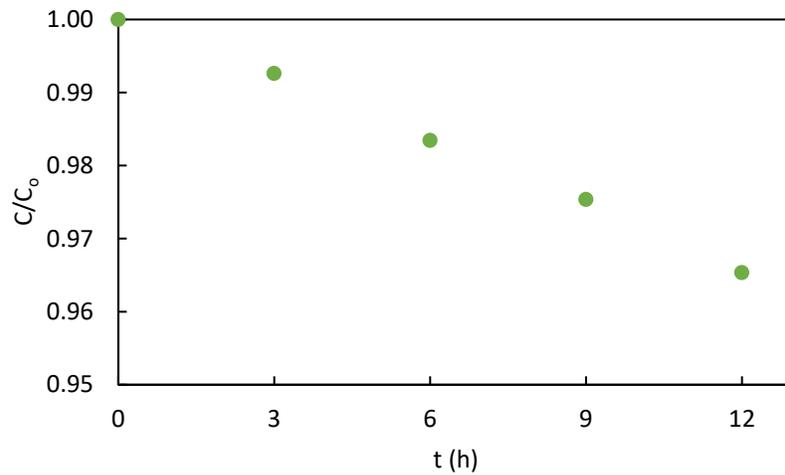
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P8 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D9. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



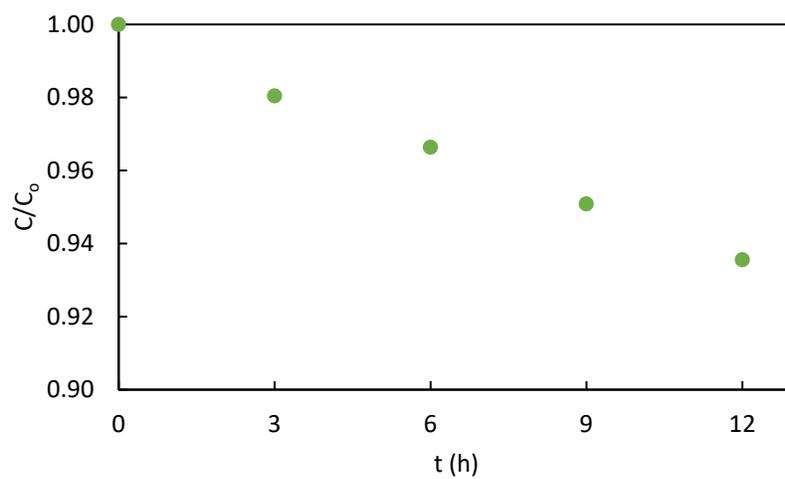
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P9 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura D10. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P10 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

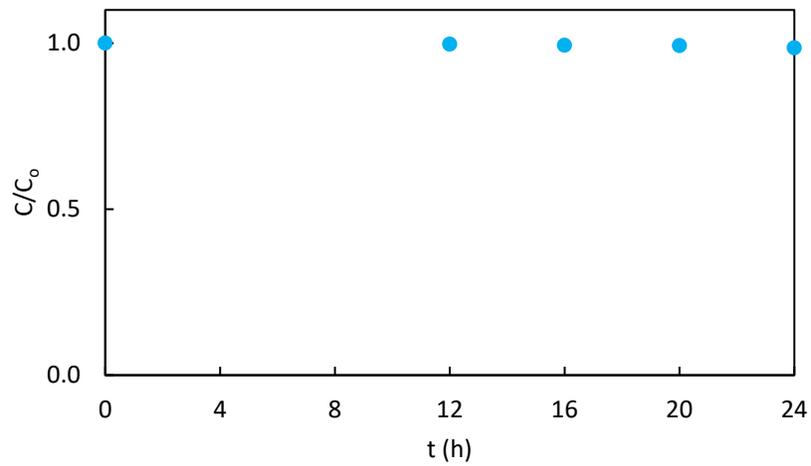
Figura D11. Variación temporal de la fracción de FFA durante 12 h de exposición a luz UVA



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P11 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μ M.

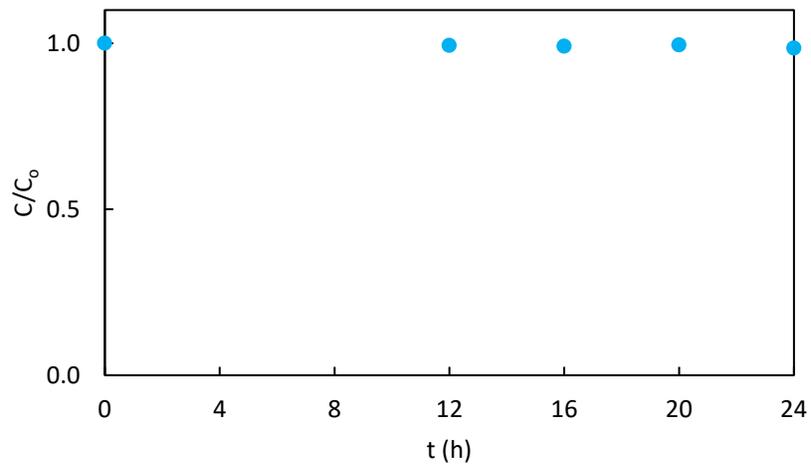
Anexo E. Resultados de los controles oscuros

Figura E1. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



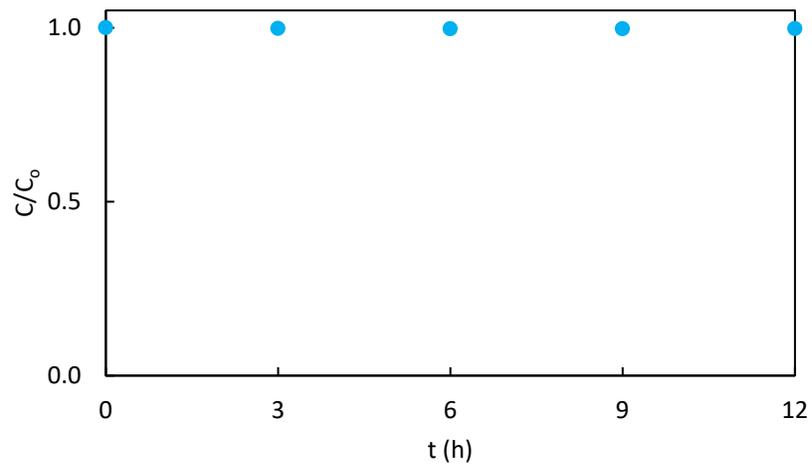
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P1 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E2. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



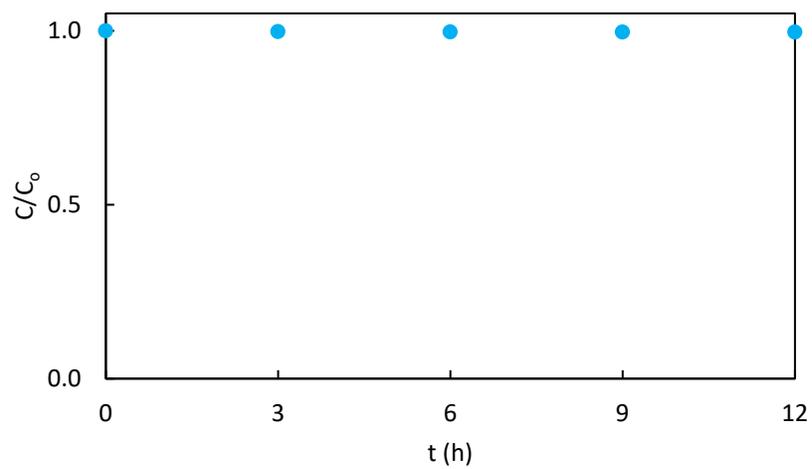
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P2 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E3. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



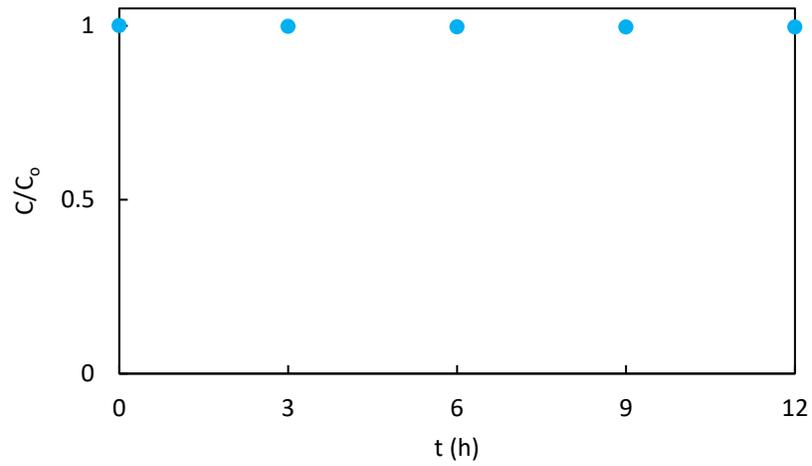
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E4. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



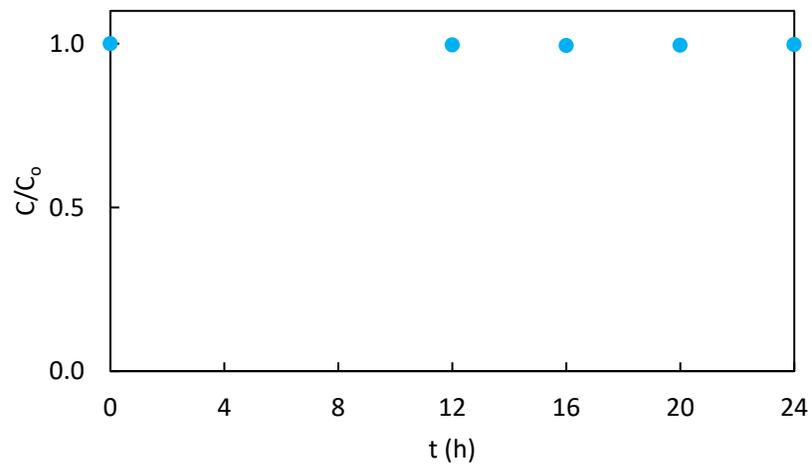
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P4 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E5. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



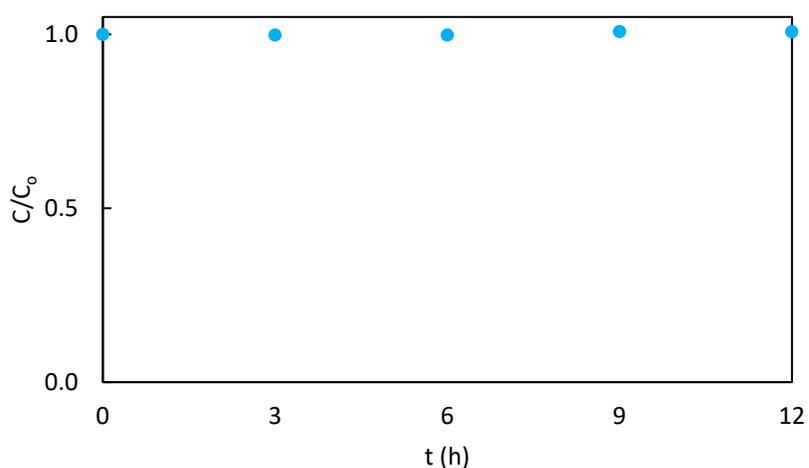
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P5 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E6. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



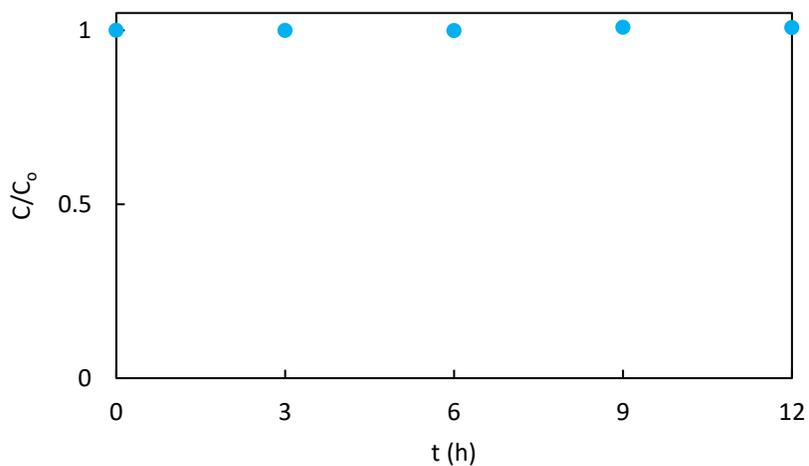
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P6 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E7. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



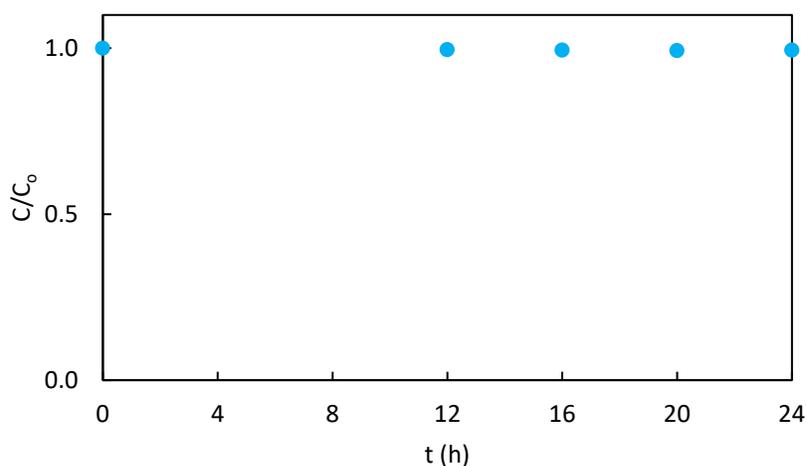
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P7 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E8. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



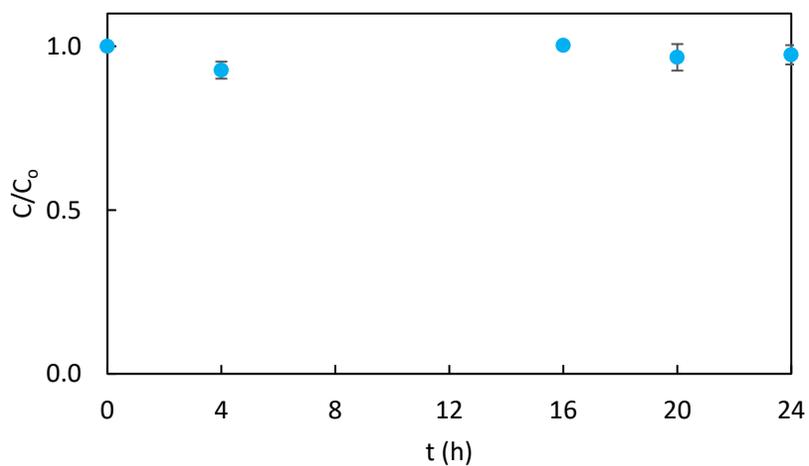
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P8 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E9. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



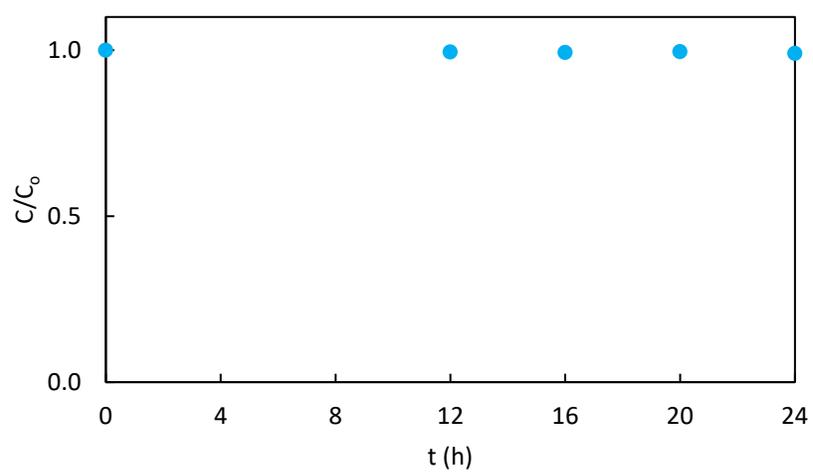
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P9 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura E10. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P10 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

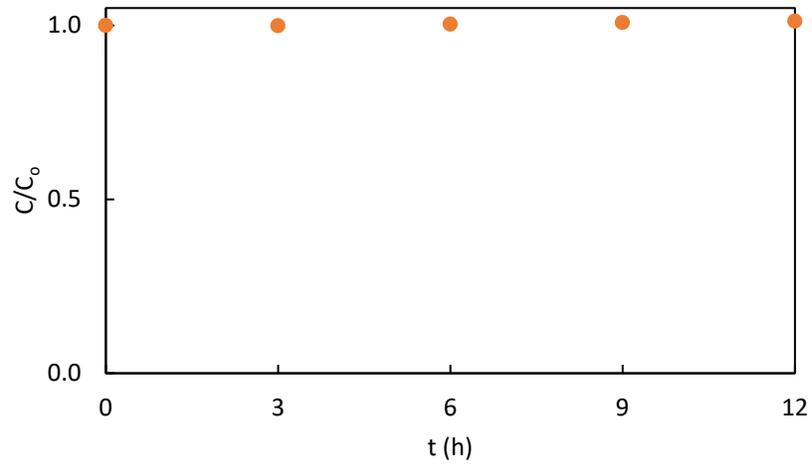
Figura E11. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles oscuros



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P11 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

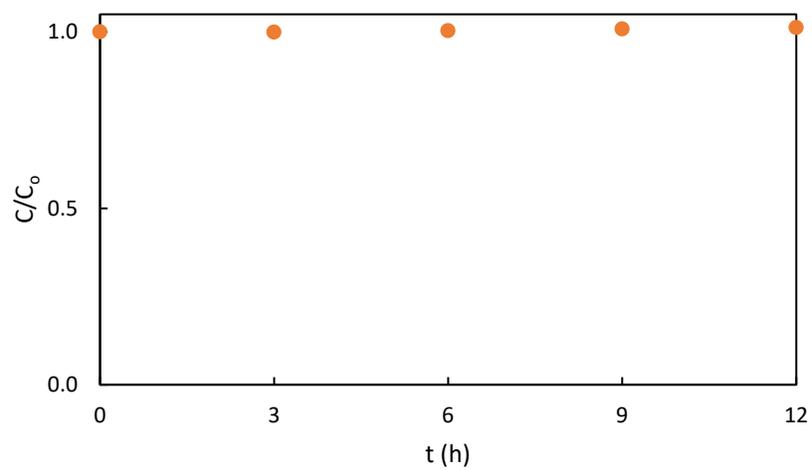
Anexo F. Resultados de los controles con agua destilada

Figura F1. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles con agua destilada



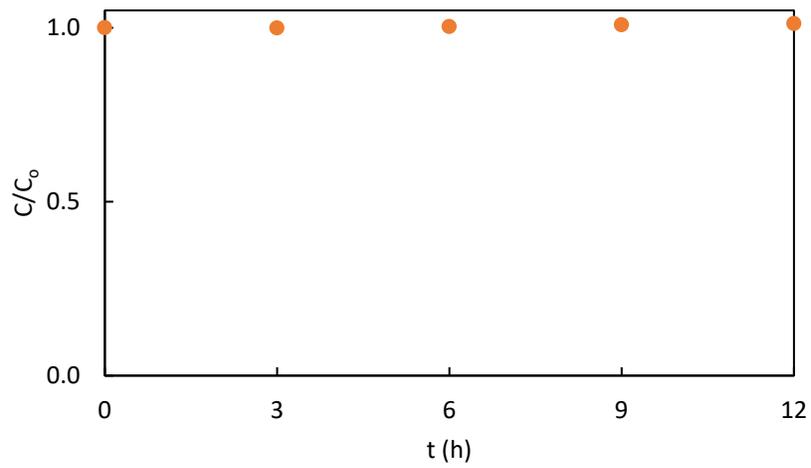
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura F2. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles con agua destilada



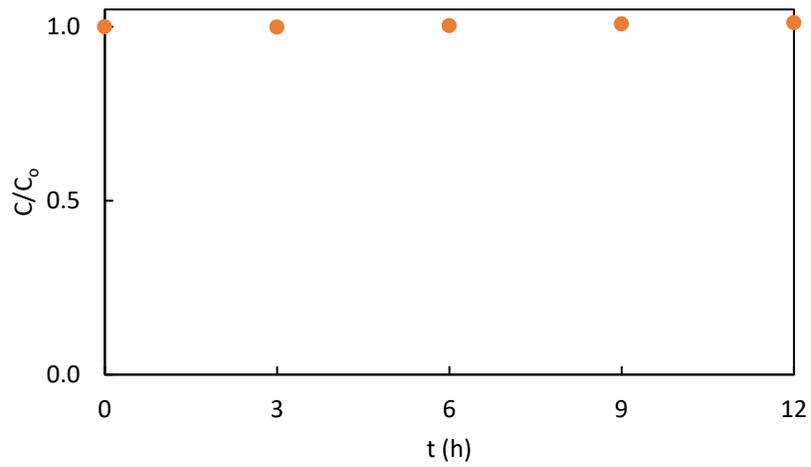
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P4 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

Figura F3. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles con agua destilada



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P5 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

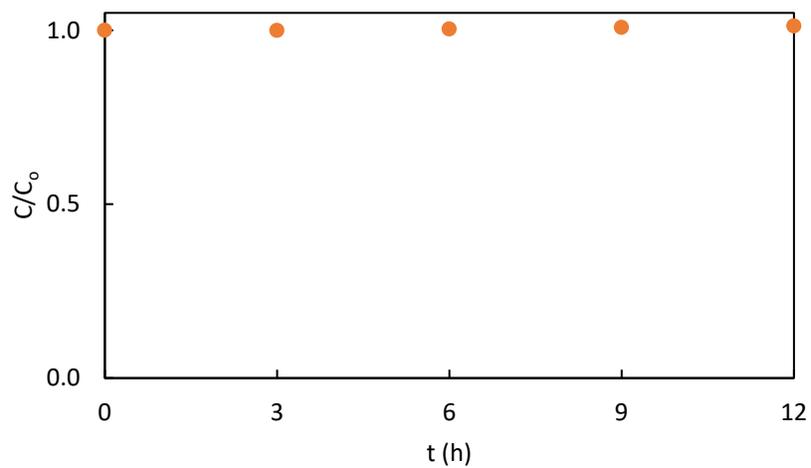
Figura F4. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles con agua



destilada

Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P7 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

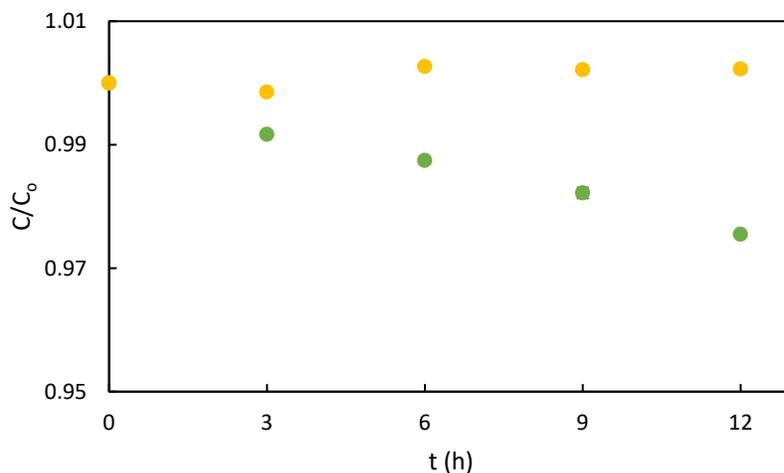
Figura F5. Variación temporal de la fracción de FFA en los controles con agua destilada



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P8 y la concentración inicial de FFA fue de 100 μM .

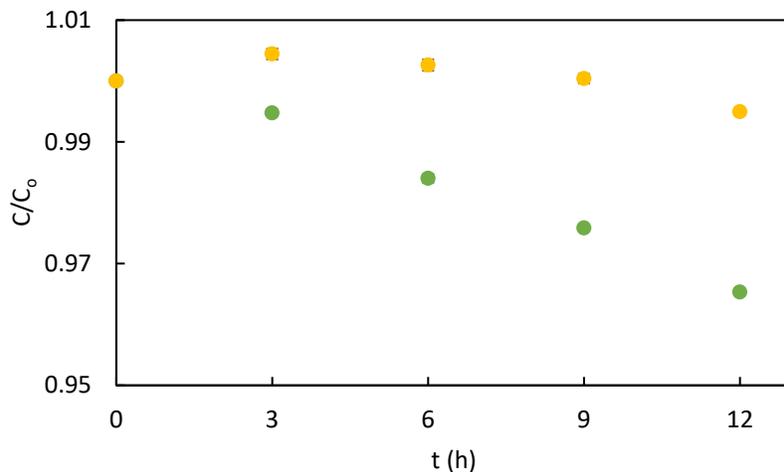
Anexo G. Resultados de los controles con NaN_3

Figura G1. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



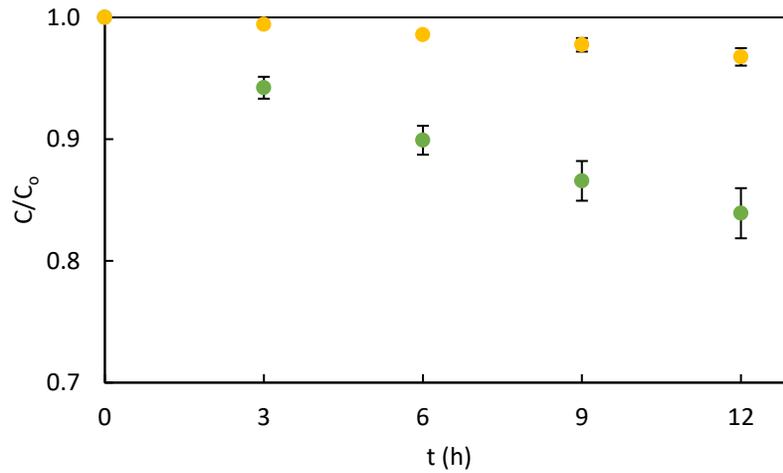
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P1 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G2. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



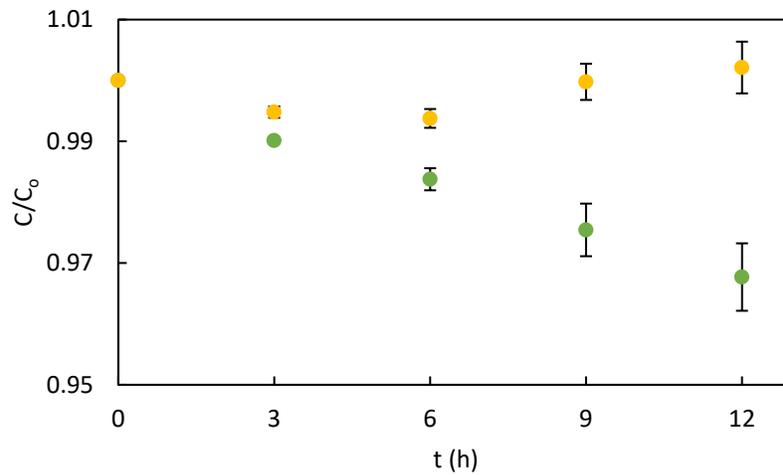
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P2 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G3. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



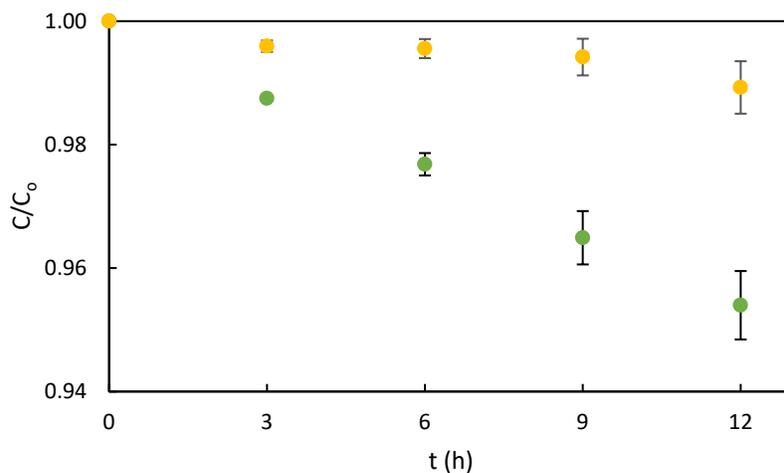
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G4. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



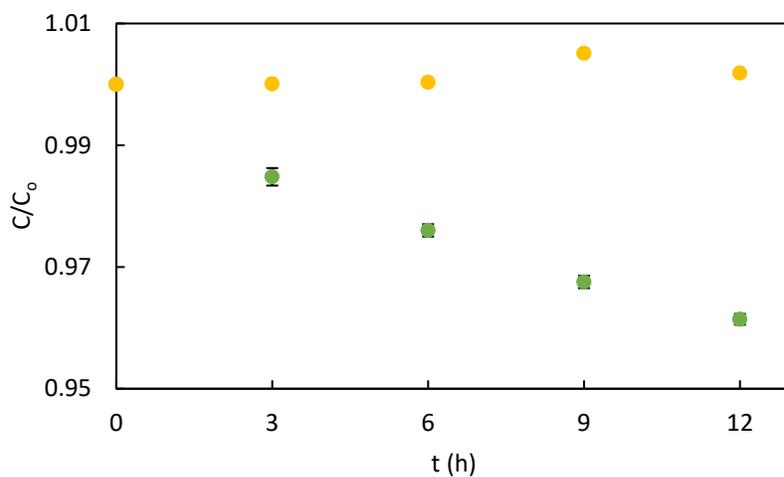
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P4 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G5. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



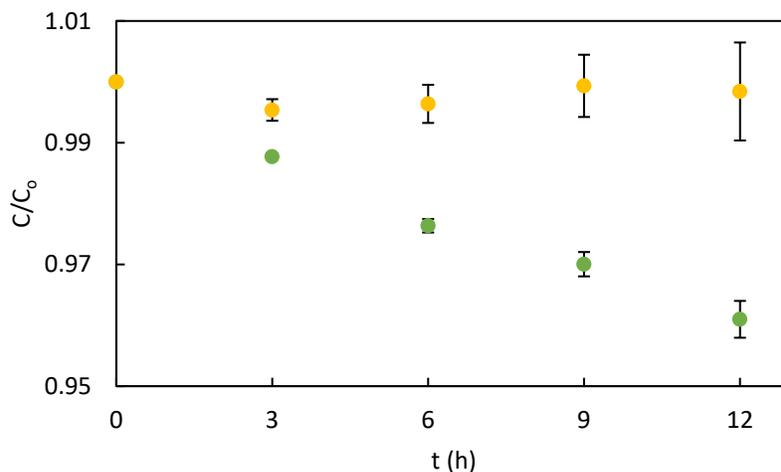
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P5 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G6. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



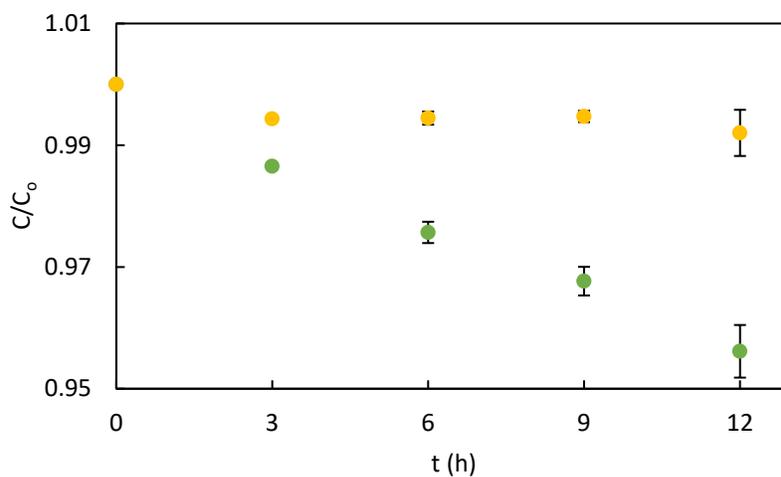
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P6 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G7. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



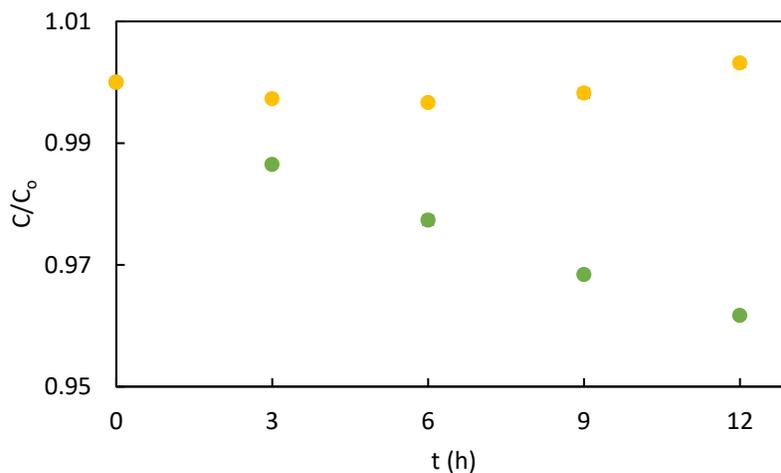
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P7 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G8. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



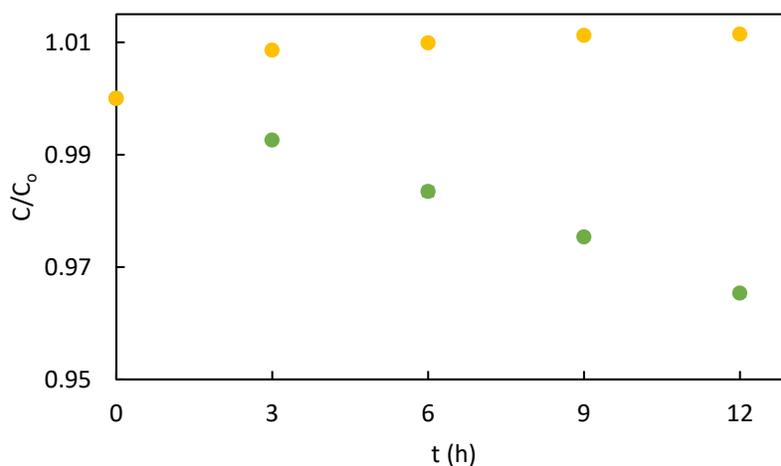
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P8 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G9. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



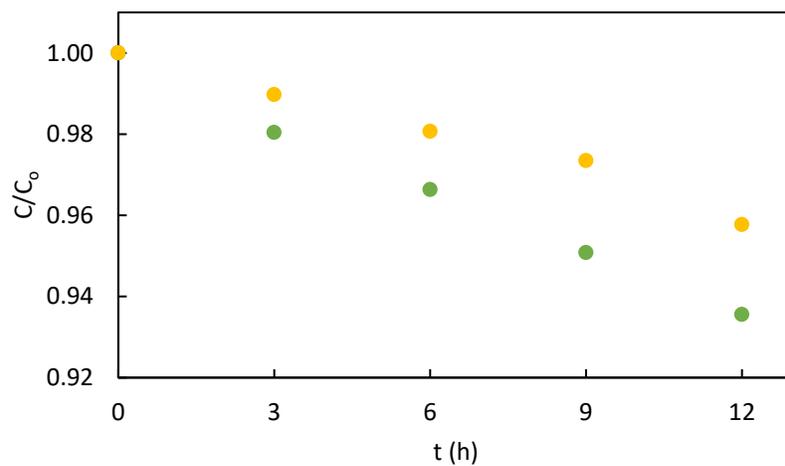
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P9 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

Figura G10. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P10 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10mM , respectivamente.

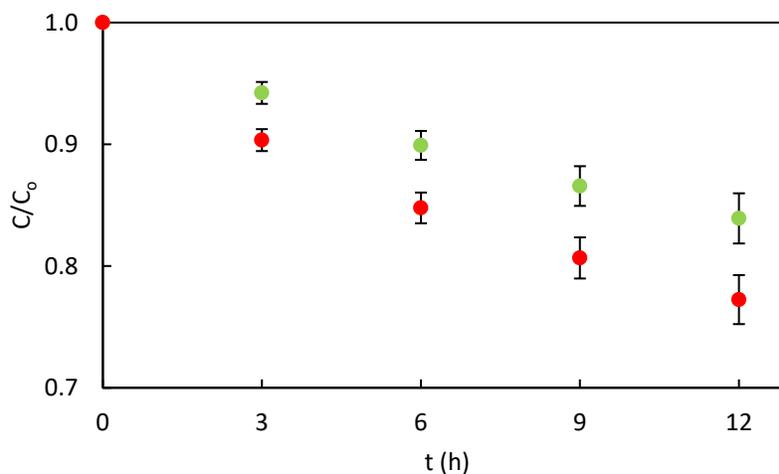
Figura G11. Comparación entre los controles con NaN_3 (amarillo) y los experimentos de irradiación base (verde)



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P11 y las concentraciones iniciales de FFA y NaN_3 fueron de $100 \mu\text{M}$ y 10 mM , respectivamente.

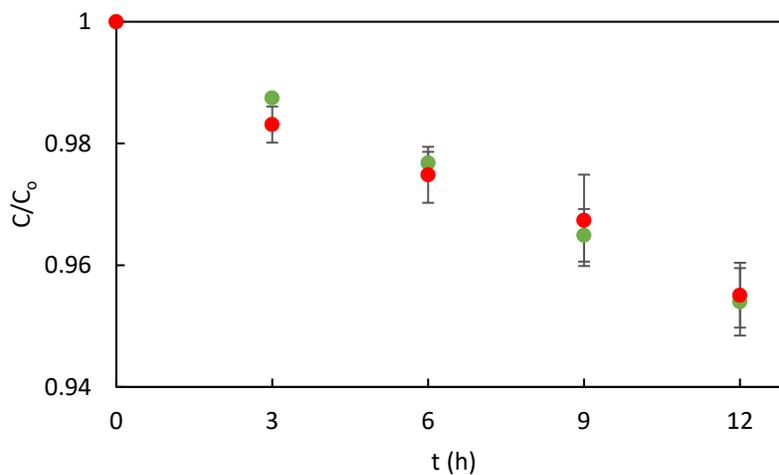
Anexo H. Resultados de los controles con IPOH en las muestras del Embalse Cerrón Grande

Figura H1. Comparación entre los controles con IPOH (rojo) y los experimentos de irradiación base (verde)



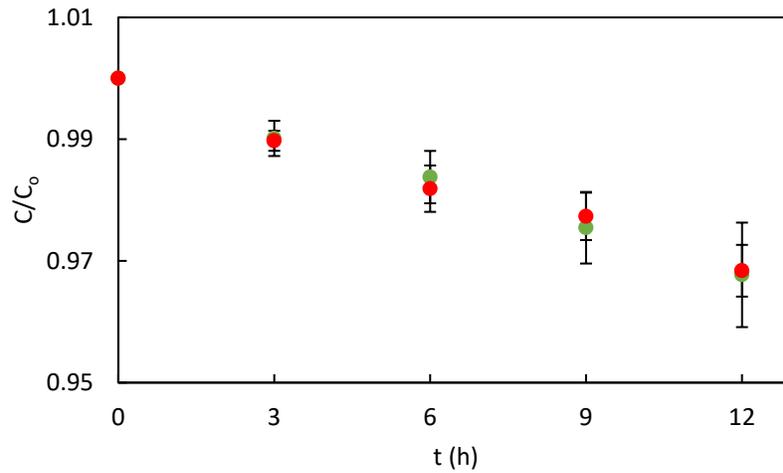
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P3 y las concentraciones iniciales de FFA y IPOH fueron de 100 μM y 10 mM, respectivamente.

Figura H2. Comparación entre los controles con IPOH (rojo) y los experimentos de irradiación base (verde)



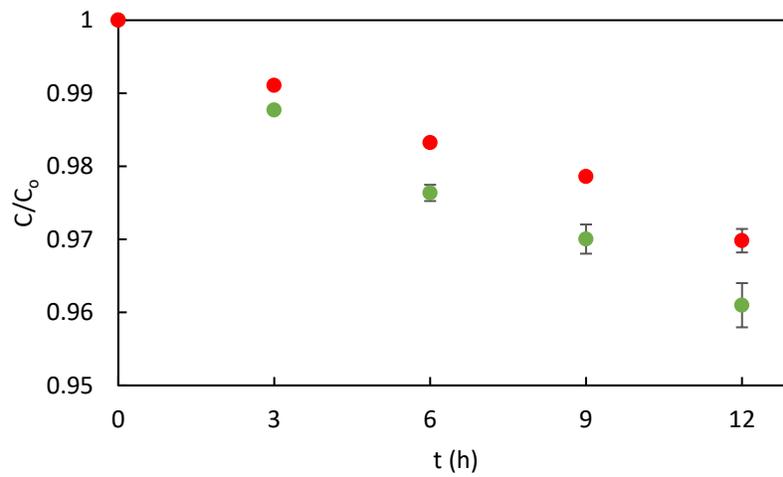
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P4 y las concentraciones iniciales de FFA y IPOH fueron de 100 μM y 10 mM, respectivamente.

Figura H3. Comparación entre los controles con IPOH (rojo) y los experimentos de irradiación base (verde)



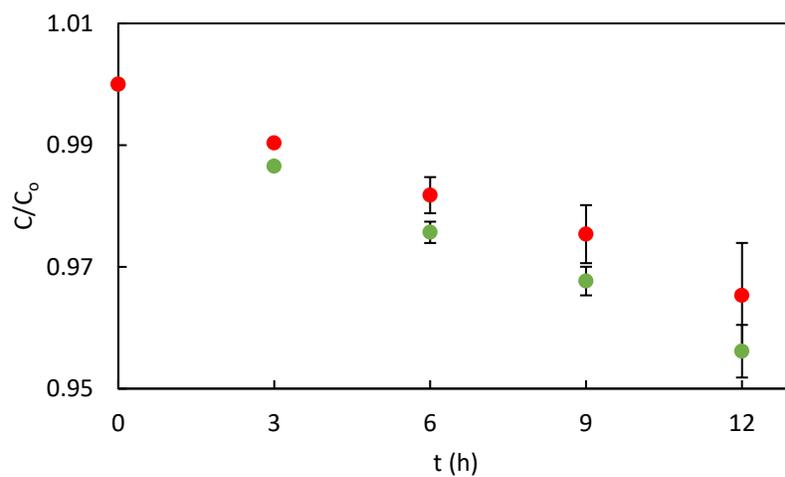
Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P5 y las concentraciones iniciales de FFA y IPOH fueron de 100 μ M y 10 mM, respectivamente.

Figura H4. Comparación entre los controles con IPOH (rojo) y los experimentos de irradiación base (verde)



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P7 y las concentraciones iniciales de FFA y IPOH fueron de 100 μ M y 10 mM, respectivamente.

Figura H5. Comparación entre los controles con IPOH (rojo) y los experimentos de irradiación base (verde)



Nota. La muestra utilizada corresponde al punto P8 y las concentraciones iniciales de FFA y IPOH fueron de 100 μ M y 10 mM, respectivamente.

Anexo I. Ajuste de los resultados al modelo cinético de primer orden

Figura I1. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P1

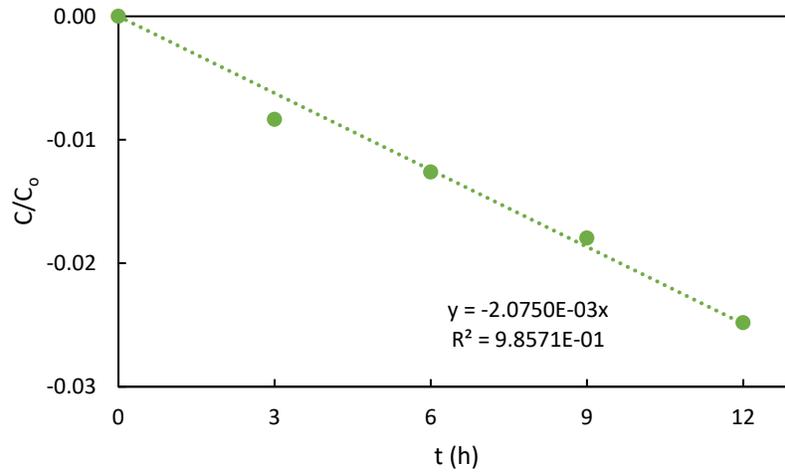


Figura I2. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P2

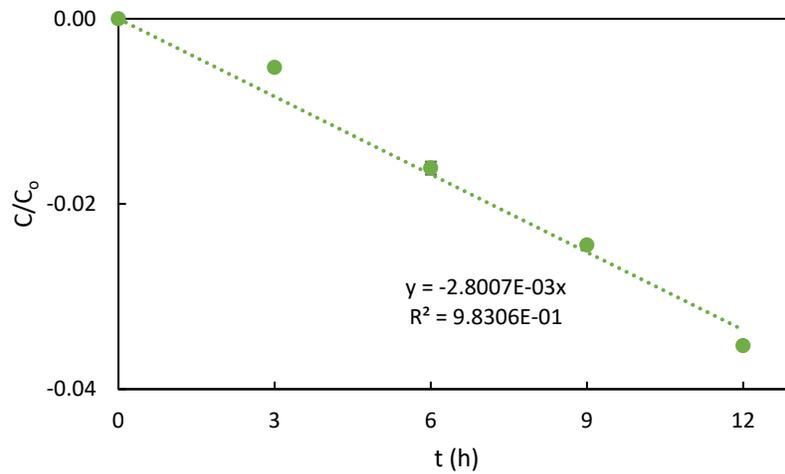


Figura I3. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P3

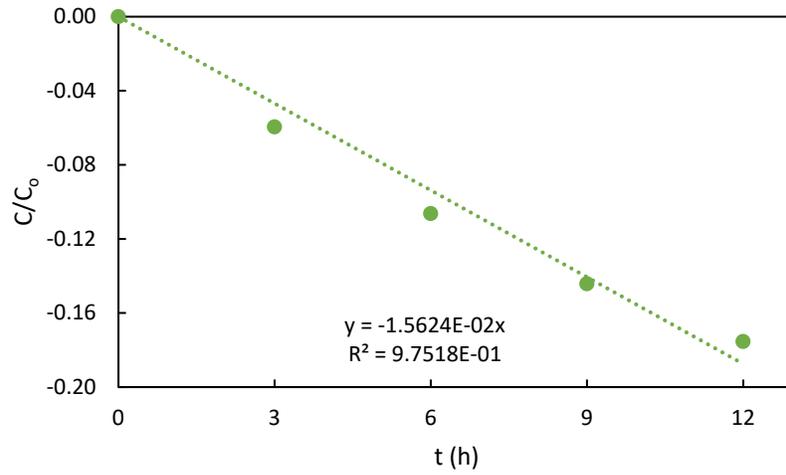


Figura I4. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P4

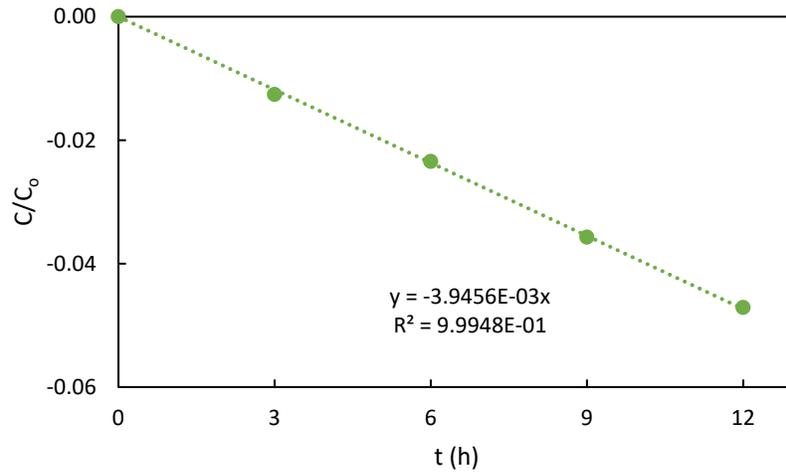


Figura 15. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P5

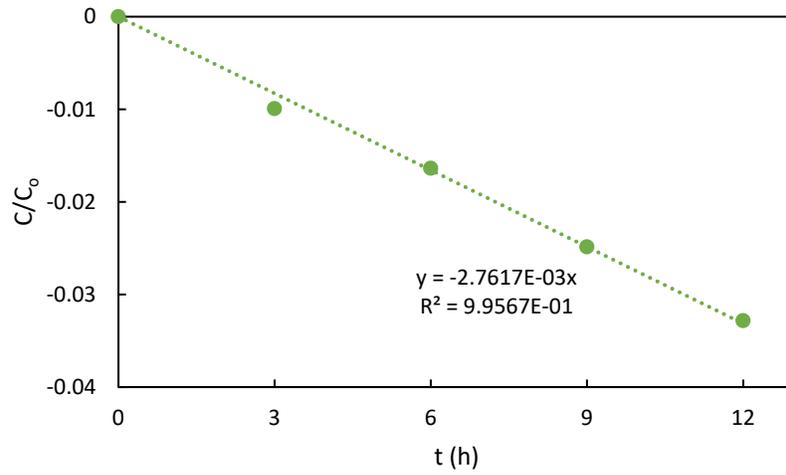


Figura 16. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P6

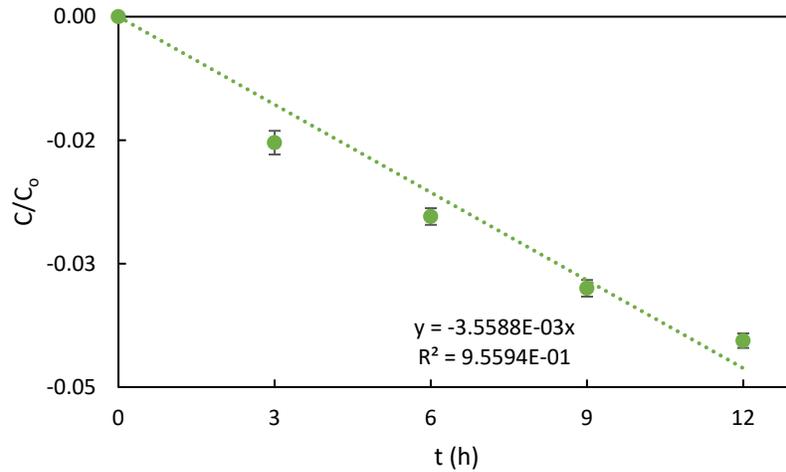


Figura 17. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P7

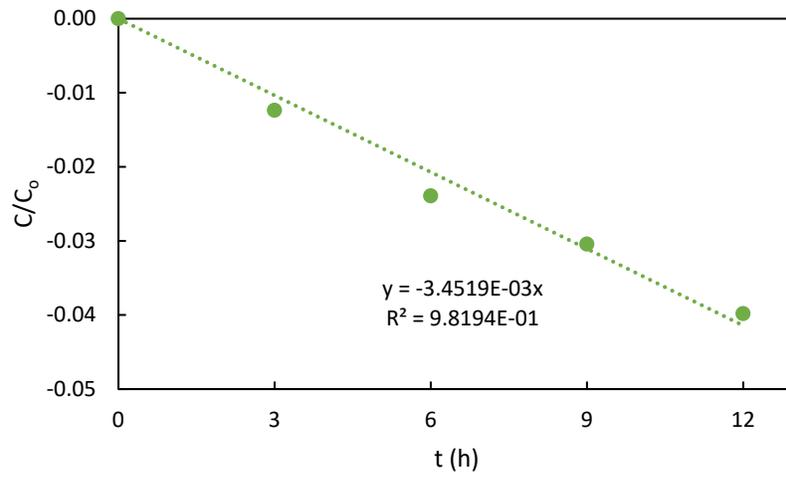


Figura 18. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P8

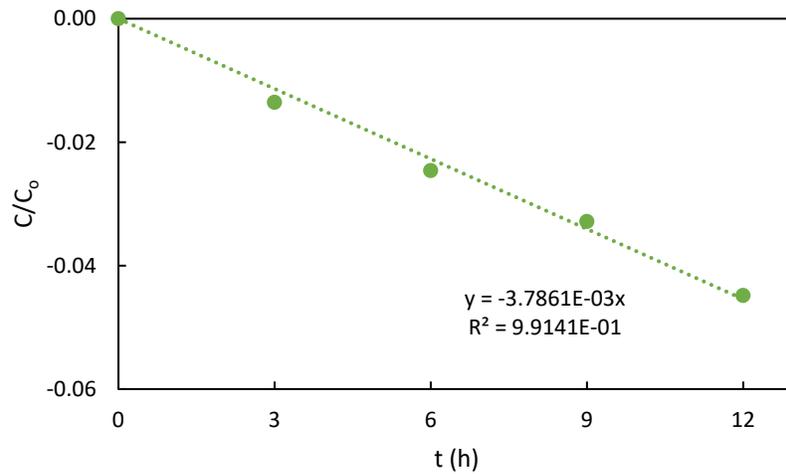


Figura I9. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P9

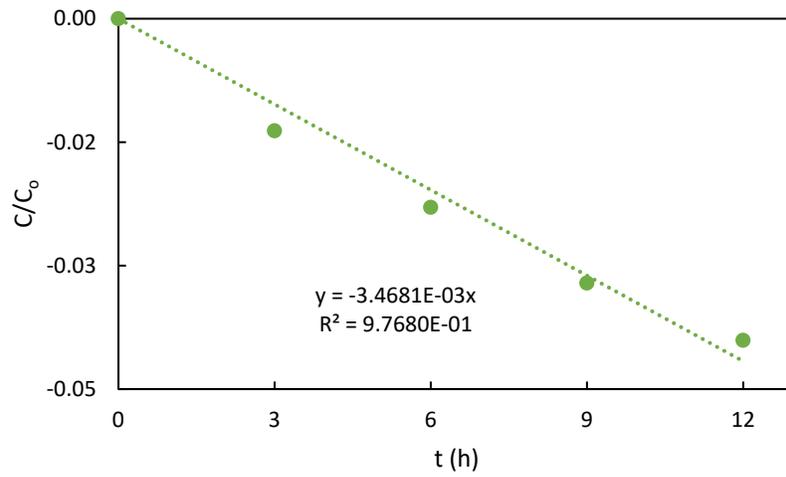


Figura I10. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P10

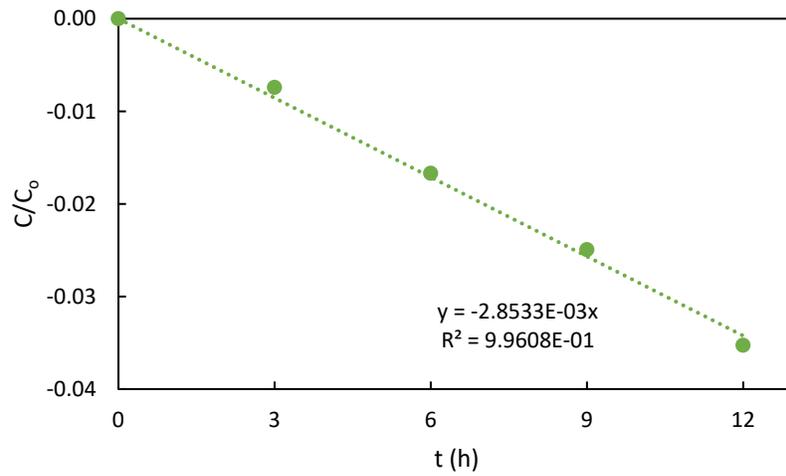
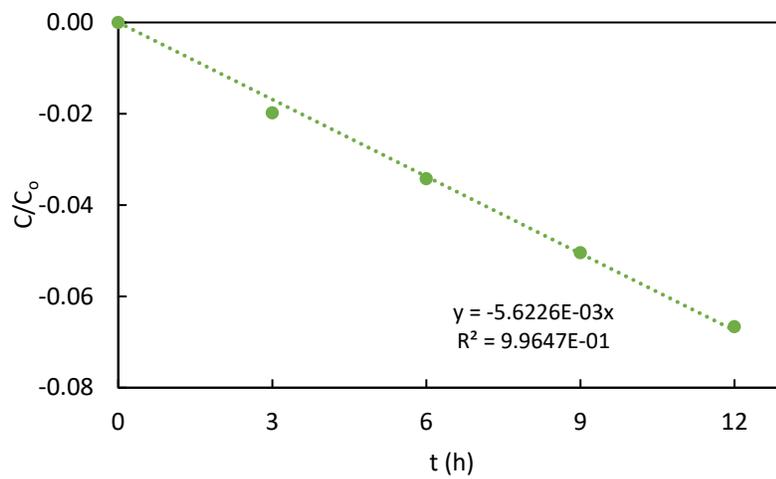


Figura I11. Ajuste al modelo cinético (línea punteada) de los resultados del experimento base (marcadores sólidos) de la muestra recolectada en el punto P11



Anexo J. Respuesta de consulta realizada a ANDA en 2022

Documento elaborado en versión pública, según el artículo 30 de la LAIP. Se han suprimido datos personales en atención a lo establecido en el artículo 32 literal e).



IR-44-26-2022

En las instalaciones de la Unidad de Acceso a la Información Pública de LA ADMINISTRACIÓN NACIONAL DE ACUEDUCTOS Y ALCANTARILLADOS (ANANDA): En la ciudad de San Salvador, a las once horas, del día dieciséis de junio del año dos mil veintidós.

El suscrito Oficial de Información **CONSIDERANDO QUE:**

I. El día tres de junio del año dos mil veintidós, a las ocho horas, ingreso por medio de correo electrónico, a la Unidad de Acceso a la Información Pública de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (en adelante UAIP ANDA), solicitud de información por parte de la ciudadana [REDACTED] quien se identificó por medio de su Documento Único de Identidad número: [REDACTED] solicitando lo siguiente:

Información sobre las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas:

- a) Cantidad de plantas de tratamiento domésticas que se encuentran operando a nivel nacional.
- b) ¿En qué municipios y departamentos se encuentran ubicadas las plantas de tratamiento domésticas?
- c) Parámetros medidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas (si hubiere).
- d) Tipos de tecnología más utilizadas.

II. El Suscrito Oficial de Información al haber revisado y analizado la presente solicitud de información, conforme a lo establecido en el artículo 66 de la Ley de Acceso a la Información Pública, en adelante LAIP, en relación con los Artículos 53 y 54 del Reglamento de la Ley antes enunciada, y en cumplimiento con los requisitos. Resolvió: Admitir la solicitud de información según resolución de las diez horas, del día tres de junio del año dos mil veintidós, el cual le fue notificado al correo establecido por la ciudadana.

III. En cumplimiento a lo establecido en artículo 70 de la LAIP, el suscrito Oficial de Información transmitió, el requerimiento de información a la Unidad Administrativa competente mediante resolución: De las diez horas, quince minutos, del día tres de junio del año dos mil veintidós, con la finalidad que localice lo solicitado y comunique la manera en que se encuentra disponible y se verifique la clasificación de la información.

IV. Sobre la petición de información Gerencia de Saneamiento, por medio de memorándum con número de referencia [REDACTED] de fecha quince de junio del año dos mil veintidós, proporciono la siguiente información:



Sobre lo requerido dicha información está clasificada como reservada, tal como está contemplado en el índice de información reservada vigente, el cual se detalla dentro de la declaración de reserva ítem R8, por la unidad administrativa (Dirección Técnica), donde expresa: Queda reservado toda la información relacionada a Planos,

Ciudad de San Salvador, Centro Histórico Libertad,
Edificio Administrativo de ANANDA, San Salvador, E.
Salvador, C.A. Tel: +503 2242 2000 • 1503
1241-2630 • www.ananda.gob.sv



Mapas, Bases Gráficas y de Datos de los Sistemas de la Red de Agua Potable y Aguas Negras (acueductos y alcantarillados. Con todos sus elementos: Estaciones de Bombeo, Red de Tuberías, válvulas, Red colectora, Plantas de Tratamiento, tanques, cisternas, manantiales, reservorios, y demás fuentes de agua). Su divulgación puede poner en peligro evidente la vida, seguridad y salud de cualquier persona, comprometiendo las estrategias y funciones de cada ente administrador. De acuerdo al artículo 19 literales b), d), g) y h) de la Ley de Acceso a la Información Pública.

Con base a las facultades legales previamente señaladas en cumplimiento del artículo 18 de la Constitución de la República de El Salvador y en vista que la solicitud si cumple con todos los requisitos establecidos en el artículo 66 de la LAIP y los artículos 50 y 54 del Reglamento de la Ley de Acceso a la Información Pública, luego de haber analizado el fondo de lo solicitado y haber realizado el procedimiento de Ley que establece el Artículo 10 y 50 de la LAIP, el suscrito Oficial de Información **RESUELVE: I) DECLARESE RESERVADA LA INFORMACIÓN REQUERIDA EN LA SOLICITUD DE INFORMACIÓN DEL ROMANO IV. II) HAGASELE SABER** a la ciudadana que es menester que lo referente a su requerimiento de información se encuentra en el actual índice de reserva, el cual se detalla dentro de la declaración de reserva ítem R-8 por la unidad administrativa (Dirección Técnica), donde expresa: "Planos, Mapas, Bases Gráficas y de Datos de los Sistemas de la Red de Agua Potable y Aguas Negras (acueductos y alcantarillados. Con todos sus elementos: Estaciones de Bombeo, Red de Tuberías, válvulas, Red colectora, Plantas de Tratamiento, tanques, cisternas, manantiales, reservorios, y demás fuentes de agua.)". Las causales de la anterior declaración de reserva se fundamentan en el artículo 19 literales b), d), g) y h) de la Ley de Acceso a la Información Pública, los cuales expresan literalmente lo siguiente: **b)** La que perjudique o ponga en riesgo la defensa nacional y la seguridad pública. **d)** La que ponga en peligro evidente la vida, la seguridad o la salud de cualquier persona **g)** La que comprometiére las estrategias y funciones estatales en procedimientos judiciales o administrativos en curso, **h)** La que pueda generar una ventaja indebida a una persona en perjuicio de un tercero. Por tal motivo la información esta clasificada como **INFORMACIÓN RESERVADA**, la cual se encuentra definida en el **artículo 6 literal e** de la LAIP, como: Aquella información pública cuyo acceso se restringe de manera expresa de conformidad con esta ley, en razón de un interés general durante un periodo determinado y por causas justificadas. Tal como se relaciona en el romano IV. **NOTIFIQUESE** la presente resolución mediante informe oficial al correo electrónico establecido por la ciudadana en el formulario de solicitud número **IR-44-26-2022**, como medio de comunicación y déjese constancia en el expediente respectivo.


Lic. Manuel Alexander Guzmán
Jefe de la Unidad de Acceso a la Información Pública.
Oficial de Información - ANDA



Calle 20, Cor. Boreo, Centro Histórico, San Salvador, El Salvador, C.A. Tel.: (503) 2247-2024 - 4081
2247-2020 www.anda.gob.sv

Anexo K. Requerimiento presentado al MARN en 2020

Versión Pública, de acuerdo a lo dispuesto en el Art. 30 de la LAIP, se elimina el nombre, DUI por ser información que vuelve identificable a solicitante, según el Art. 6 literal "a" y al Art. 19, todos de la LAIP.



Oficina de información y respuesta.



MINISTERIO DE
MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS
NATURALES

RESOLUCIÓN PARCIAL MARN-OIR N° 087-2020

San Salvador, a las dieciséis horas con treinta minutos del día jueves dieciocho de junio de dos mil veinte. EL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES luego de haber recibido y admitido la solicitud de información No. MARN-2020-065 presentada ante la Oficina de Información y Respuesta de esta dependencia por parte de: _____, quien se identificó con su respectivo documento único de identidad personal DUI y solicita la siguiente información:

Información solicitada:

Agradeceré se me brinde la información, de los indicadores abajo detallados, desde el año 2014 a la fecha, para 14 de los municipios del AMSS: 12 del departamento de San Salvador, que son: Apopa, Ayutuxtepeque, Cuscatancingo, Delgado, Ilopango, Mejicanos, Nejapa, San Marcos, San Martín, Tonacatepeque, Soyapango y la ciudad capital de San Salvador y 2 del departamento de La Libertad que son: Antiguo Cuscatlán y Santa Tecla. También los mismos datos a nivel general o total de país y por departamento. Los indicadores son:

1. Información del tratamiento de aguas residuales: cantidad, ubicación (dirección y coordenadas Geográficas X, Y), nombre del proyecto, de la institución, de la empresa o del ente que lo gestiona; cantidad de caudal de agua residual que recibe en metros cúbicos, tipo de tratamiento realizado; cantidad de caudal que se emite después del tratamiento; lugar o sitio o afluente a donde el caudal tratado se remite o envía.
2. Información de calidad del agua: resultados, informes, resúmenes y tablas de los análisis físicos, químicos, biológicos realizados a las aguas - separados por tipo de fuente (ej., río, pozo, pozo privado, domiciliar, muestreo de agua embotellada, etc.), por tipo de uso del agua analizada (por ej. Industrial, agrícola, domiciliar, consumo humano, etc.), separados por mes/año de muestreo; por resultado del agua (por ej., apto para consumo humano, apto para agricultura, apto para domiciliar, etc.). También, la cantidad y los detalles de las plantas de tratamiento de aguas residuales y su volumen promedio mensual y promedio anual de tratamiento.
3. Volumen promedio y total mensual de residuos y desechos sólidos. Estos segregados por fuente generadora (residencial, industrial, etc.), clasificación del tipo de residuo (papel, plástico, orgánico, aluminio, etc.) y por disposición o tratamiento.
4. Detalle y documento de políticas, planes, programas y proyectos de adaptación y mitigación al cambio climático, indicando fuente, y monto de financiamiento; resultados de ejecución.
5. Solicitudes, resoluciones y trámites de permisos, compensaciones y denuncias ambientales. Estos desglosados por ubicación específica, monto, categoría del proyecto, periodo de inicio y finalización del proceso, medidas establecidas y estado actual de cumplimiento.
6. Datos e información de calidad de aire: emisiones en partes por millón de C02 y PM2.5, PM5 y PM10, con la referencia que indique categoría de calidad de Excelente, Muy Bueno, Bueno, Regular y Malo y la interpretación de posibles implicaciones a salud o medio ambiente de la categoría asignada.
7. Datos e información de contaminación: la contaminación acústica y los detalles de decibeles promedio mensuales, promedios anuales, los días de la semana y los horarios de mayor y de menores niveles.



Oficina de información y respuesta.



MINISTERIO DE
MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS
NATURALES

8. Datos e información meteorológica: los promedios y los totales de la precipitación, de la temperatura, de la radiación solar mensual, trimestral y anual

Considerando que la solicitud cumple con todos los requisitos establecidos en el Art.66 de la Ley de Acceso a la Información Pública y los Arts. 50, 54 del Reglamento de la Ley de Acceso a la Información Pública. Esta Oficina procedió a admitir y solicitar la información a la Dirección General de Evaluación y Cumplimiento Ambiental, Dirección General de Seguridad Hídrica (DSH), Dirección General de Gestión Territorial (DGT) de esta Cartera de Estado, quienes nos enviaron la información solicitada en esta fecha y esta oficina resuelve enviarla a solicitante vía correo electrónico, según el siguiente detalle:

Requerimiento 1:

- ✓ Se remite Información solicitada del tratamiento de aguas residuales el cual se envía archivo de Excel con el nombre de:
Datos Solicitud tratamiento de aguas.xls
- ✓ Asimismo, se incluye un archivo en formato de Excel con información de las Plantas de Tratamiento de aguas residuales de tipo Ordinario de los Municipios del departamento de San Salvador y La Libertad. Los datos son los que se encuentran disponibles a la fecha en la Gerencia de Monitoreo y Control de la Dirección General de Seguridad Hídrica

Requerimiento 3:

Se anexa archivo con la respuesta por parte de la Dirección General de Seguridad Hídrica para los requerimientos 1 (complemento) y 3

Requerimiento 5:

- ✓ Se remite archivo de Excel con Información solicitada:
Respuestas_a_Proyectos_2014-2020.xls
Con relación a las resoluciones se anexa el siguiente enlace en donde se pueden consultar:
<http://apps.marn.gob.sv/consultaIntegrada/consulta/WfConsultax.aspx?Valor=3>
- ✓ Archivo digital de la Denuncias (complemento) de la Dirección General de Gestión Territorial.

"En cumplimiento con el artículo 104 de la Ley de Procedimientos Administrativos, se hace del conocimiento del usuario que la presente resolución admite el recurso de Apelación, según lo establecido en el artículo 82 de la Ley de Acceso a la Información Pública. Dicho recurso podrá interponerse ante el Instituto de Acceso a la Información Pública (IAIP) o ante la presente Oficial de Información dentro de un plazo no mayor de los cinco días hábiles siguientes a la notificación de la presente resolución. El caso se interponga ante la oficial de información, se procederá a remitir el recurso al IAIP, quien será el encargado de resolverlo.

*Lic. Ethel Elizabeth Cabrera Tobar
Oficial de Información, MARN a.i.*