



Abrahan Mora
Maritza García-Gamboa
Mari Sol Sánchez-Luna

Lilian Gloria-García
Pabel Cervantes-Avilés
Jürgen Mahlnecht

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL Y DE LAS **IMPLICACIONES PARA LA SALUD HUMANA** DE UNO DE LOS **RÍOS MÁS CONTAMINADOS DE MÉXICO:** **EL RÍO ATOYAC, PUEBLA**



Gobierno de Puebla
Hacer historia. Hacer futuro.



**Secretaría
de Educación**

CONCYTEP
Consejo de Ciencia
y Tecnología del Estado
de Puebla

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DEL ESTADO AMBIENTAL ACTUAL Y DE LAS **IMPLICACIONES PARA LA SALUD HUMANA** DE UNO DE LOS **RÍOS MÁS CONTAMINADOS DE MÉXICO:** **EL RÍO ATOYAC**, PUEBLA

Abrahan Mora^a, Maritza García-Gamboa^a, Mari Sol Sánchez-Luna^a,
Lilian Gloria-García^a, Pabel Cervantes-Avilés^a, Jürgen Mahlke^{b,*}

^a Escuela de Ingeniería y Ciencias, Tecnológico de Monterrey, Campus Puebla, México.

^b Escuela de Ingeniería y Ciencias, Tecnológico de Monterrey, Monterrey, México.



Gobierno de Puebla
Hacer historia. Hacer futuro.



**Secretaría
de Educación**

CONCYTEP

Consejo de Ciencia
y Tecnología del Estado
de Puebla

Miguel Barbosa Huerta
Gobernador Constitucional del Estado de Puebla

Ana Lucia Hill Mayoral
Secretaria De Gobernación Del Estado De Puebla

Melitón Lozano Pérez
Secretario De Educación Del Estado De Puebla

Sergio Salomón Céspedes Peregrina
Presidente de la Junta De Gobierno y Coordinación Política
H. Congreso Del Estado Libre y Soberano De Puebla

Héctor Sánchez Sánchez
Presidente del Tribunal Superior de Justicia del Estado de Puebla

Victoriano Gabriel Covarrubias Salvatori
Director General del Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Puebla

Luis Gerardo Aguirre Rodríguez
Diseñador Gráfico

Título original: "A review of the current environmental status and human health implications of one of the most polluted rivers of Mexico: The Atoyac River, Puebla"

Volumen 782, 2021, Science of The Total Environment.

ISSN: 0048-9697

2022, edición en español:

Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Puebla (CONCYTEP)

B Poniente de la 16 de Sept. 4511, Col. Huexotitla, 72534. Puebla, Pue.

Traductora: Mariana Rojas Chávez

ISBN: 978-607-8839-0-18

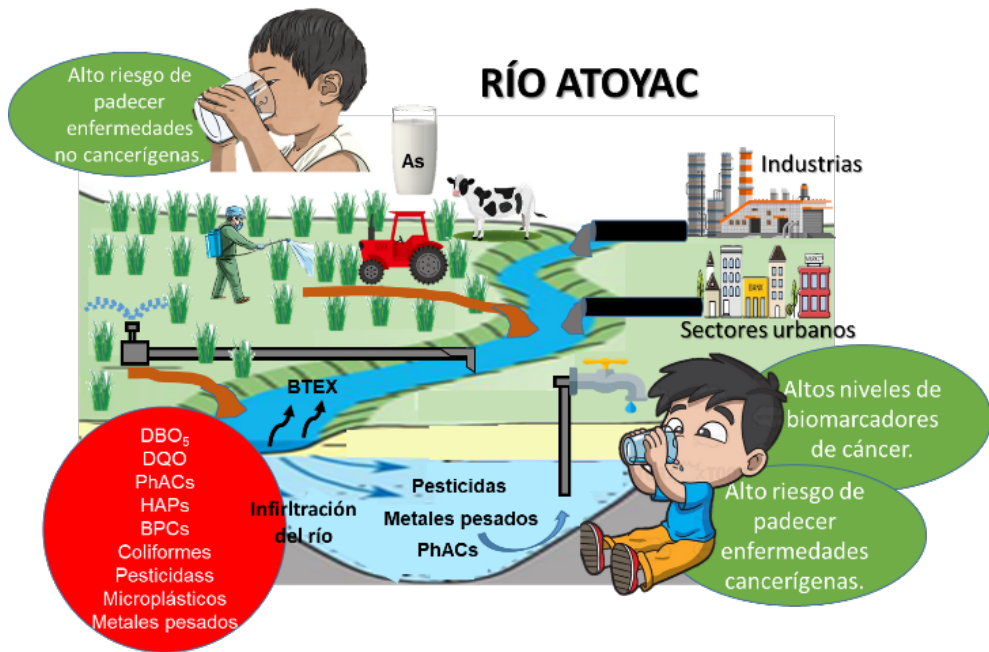
Número Identificador CONCYTEP: C-A-2022-01-02

La información contenida en este documento puede ser reproducida total o parcialmente por cualquier medio, indicando los créditos y las fuentes de origen respectivas.

CONTENIDO

1. Introducción	.1
2. Área de estudio y entorno hidrológico	.3
3. Metodología	.6
4. Calidad del agua del sistema del río Atoyac	.7
4.1. Parámetros fisicoquímicos	7
4.2. Nitrógeno, fósforo, boro y salinidad	12
4.3. Compuestos farmacéuticos activos (PhACs)	15
4.4. Pesticidas y otros compuestos orgánicos	17
4.5. Metales pesados en aguas superficiales.	19
4.6. Contaminación microbiológica	22
4.7. Índices de calidad del agua	23
5. Evaluación integrada de los sedimentos del fondo del río	.25
5.1. Contenido mineral y distribución del tamaño de los granos	25
5.2. Elementos principales y trazas en los sedimentos del fondo	26
5.3. Índices de acumulación/enriquecimiento de elementos principales y trazas	30
5.4. Microplásticos en los sedimentos fluviales.	33
5.5. Sustancias orgánicas antropogénicas y contaminación microbiológica	34
6. Implicaciones de la contaminación del río Atoyac en la salud humana	.35
7. Observaciones finales	.38
Referencias	.45

RESUMEN GRÁFICO



ASPECTOS RELEVANTES:

- Se realizó una revisión bibliográfica de los últimos diez años sobre el estado del río Atoyac.
- Las aguas de la zona urbana alcanzaron la clasificación de fuertemente contaminadas según el índice de calidad del agua.
- Los coliformes totales en las aguas del río alcanzaron valores de hasta 10^{12} NMP/100 mL.
- Los sedimentos están enriquecidos en S, Ca, P, As, Cu, Zn, Mo, Pb y microplásticos.
- Se encontraron enfermedades del tracto digestivo y altos niveles de biomarcadores de cáncer en humanos.

RESUMEN

Durante más de 4 décadas, el río Atoyac ubicado en el centro de México, ha estado sometido a presiones antropogénicas provocadas por las descargas de aguas residuales urbanas e industriales, así como por los lixiviados procedentes de prácticas agrícolas peri-urbanas intensivas. Esta revisión bibliográfica proporciona una visión general de los niveles de los contaminantes orgánicos, inorgánicos y microbiológicos encontrados durante los últimos 10 años en las aguas y sedimentos del sistema Atoyac, y la implicación de esta contaminación sobre la salud humana. En general, las aguas del Atoyac presentan altas cargas de nutrientes, DBO₅, DQO, SDT y elementos trazas (Al, Fe, Zn, Pb, Cr, Cu). La contaminación bacteriológica es extremadamente alta; con valores de coliformes totales de hasta 10^{12} NMP/100 mL. También se han encontrado en las aguas del río sustancias orgánicas antropogénicas como los HAPs, los BPCs y los pesticidas organofosforados y organoclorados. Aunque, los productos farmacéuticos no han sido estudiados en un rango amplio, se han detectado concentraciones considerables de Triclosán, Naproxeno y Diclofenaco en las aguas fluviales. En cuanto a los sedimentos, las condiciones anóxicas promueven la precipitación/enriquecimiento de sulfuros y elementos trazas asociados (As, Fe, Mo, Pb, Zn, Cu, Cr). Los microplásticos en los sedimentos incluyen películas (25,9 %), fragmentos (22,2 %), fibras (14,8 %) y pellets (11,1 %). Se encontró que las fibras de la industria textil se acumulan en la biota acuática de la presa de Valsequillo. Los índices de calidad demostraron que las aguas y los sedimentos en la ciudad de Puebla son los más contaminados. Las aguas de esta zona alcanzaron la clasificación de altamente contaminadas, mientras que los sedimentos mostraron la mayor acumulación/enriquecimiento de elementos mayores y elementos trazas de las zonas ribereñas. Las principales patologías encontradas en las personas fueron enfermedades gastrointestinales, mientras que los niños que vivían en zonas vulnerables mostraron niveles elevados de biomarcadores de cáncer. Los estudios han indicado un alto riesgo de enfermedades cancerígenas en los niños que consumen aguas subterráneas contaminadas y un alto riesgo de desarrollar enfermedades no cancerígenas en adultos que trabajan con suelos irrigados por el agua del río y en niños que consumen leche con alto contenido en Arsénico de origen fluvial.

Palabras clave:

Metales pesados, productos agroquímicos, microplásticos, productos farmacéuticos, contaminación microbiológica, río urbano.

1. Introducción

En el Antropoceno, los ríos están siendo fuertemente impactados por diversas actividades humanas que perturban sus características físicas, químicas, biológicas hidrológicas y morfológicas (Meybeck, 2002). Los factores de estrés antropogénicos incluyen la construcción de presas, el cambio de uso del suelo, la minería, la agricultura, el desarrollo de centros urbanos e industriales cerca de las zonas del cauce principal, junto con la alteración y modificación de los corredores fluviales, han conducido a la degradación general de los ríos y los humedales asociados (Brest, 2019). Estas perturbaciones se agravan en los sistemas urbanos y periurbanos, donde el cambio en los patrones de flujo y la entrada de efluentes urbanos e industriales que contienen niveles elevados de nutrientes (Mgelwa *et al.*, 2020), metales pesados (Khan *et al.*, 2020), microplásticos (Shruti *et al.*, 2019), contaminantes orgánicos (HAPs, compuestos farmacéuticos y productos de cuidado personal) (Böger *et al.*, 2021) y agentes biológicos como virus, bacterias, hongos y parásitos (Mackowiak *et al.*, 2018; Amoah *et al.*, 2020) pueden suponer un grave riesgo para la biota de los ríos y la población humana que vive en zonas adyacentes a los cauces principales de los ríos.

En este contexto, México no es la excepción. Este país ha experimentado un enorme crecimiento de la población urbana y del sector industrial, así como un importante aumento de su superficie agrícola en las décadas y años pasados, provocando graves problemas de contaminación en los ríos a lo largo del país. En total, más del 60 % de los sistemas fluviales de México muestran signos de contaminación, el cual es causado por la esorrentía de plaguicidas y fertilizantes de los cultivos agrícolas y la continua descarga de efluentes de aguas residuales procedentes de sectores urbanizados y/o industriales (DOF, 2020). De hecho, de los 2 764 sectores de aguas superficiales monitoreados por la Comisión Nacional del Agua de México en todo el país durante 2019, el 72 % de estos sitios presentaron valores de coliformes fecales (CF) superiores a 100 NMP/100 mL y más del 50 % presentaron valores de CF superiores a 1000 NMP/100 mL, lo cual es superior a lo permitido por las autoridades (CONAGUA, 2021a).

Entre los ríos mexicanos que han sido reconocidos como los más contaminados están el sistema fluvial Lerma-Santiago (Rizo- Decelis y Andreo, 2016; Carreño *et al.*, 2018), el río Tula en el estado de Hidalgo (Rubio-Franchini *et al.*, 2016), y el río Atoyac (Castresana *et al.*, 2018), el cual pertenece a la región hidrológica de Balsas en el centro de México. A lo largo de su cauce, el río Atoyac recibe el flujo de numerosos tributarios cercanos a zonas industriales y urbanas, que han sido fuertemente contaminados por aguas residuales tratadas inadecuadamente (Sandoval-Villasana *et al.*, 2009). Además, el río Atoyac fluye a través de la Zona Metropolitana de Puebla-Tlaxcala (ZMPT), la cuarta mayor zona metropolitana de México (aproximadamente 3 millones de habitantes), la cual ha experimentado una rápida urbanización e industrialización en los últimos 50 años. En general, desde los años 70, con la instalación de las industrias petroquímica, metalúrgica y automotriz, junto con la ya existente industria textil y la gran expansión demográfica en la ZMPT, la presión sobre el río Atoyac y sus principales afluentes ha aumentado, produciendo una compleja y fuerte contaminación que ha deteriorado enormemente este sistema fluvial.

A pesar de los numerosos esfuerzos que se han realizado para restaurar las zonas ribereñas del río Atoyac, estos han sido insuficientes, porque las mejoras físicas en las áreas alrededor del cauce principal del río no atienden a los factores que afectan la calidad del agua y de los sedimentos (Booth, 2005). Por lo tanto, la falta de acciones altamente prioritarias y de políticas públicas que aborden la eliminación de las fuentes puntuales de contaminación en el Atoyac y sus afluentes, ha llevado a un incremento en el deterioro ambiental del sistema y a un aumento del riesgo potencial para la salud de la población que habita en las zonas adyacentes a este río urbano (Casiano- Flores *et al.*, 2016). Para mejorar las condiciones de calidad del agua y de los sedimentos de los ríos urbanos altamente perturbados, es vital desarrollar estrategias de gestión integrada para restaurar y rehabilitar estos sistemas (Paul y Meyer, 2001). Esta revisión ofrece una visión completa de la actual contaminación química y bacteriológica en las aguas y sedimentos de fondo del río Atoyac, tomando en cuenta las implicaciones que este tipo de contaminación han tenido en la población que reside en las zonas más vulnerables. En general, esta revisión bibliográfica recoge información cualitativa y cuantitativa de los diferentes contaminantes químicos y bacteriológicos hallados en las aguas superficiales y sedimentos del

fondo del río Atoyac y de sus principales afluentes en los últimos diez años. Además, esta revisión relaciona esta información con diversas patologías humanas encontradas en las zonas altamente contaminadas y vulnerables.

2. Área de estudio y entorno hidrológico

La cuenca del río Atoyac se ubica en el centro de México (al sureste de la Ciudad de México) y cubre un área de aproximadamente 4 130 km² (Fig. 1). Esta es una subcuenca del río Balsas, que es un importante río del centro-sur de México que desemboca en el Océano Pacífico. La zona se encuentra en el valle de Puebla-Tlaxcala, una región montañosa que pertenece a la Faja Volcánica Trans-Mexicana. La cuenca está rodeada por los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl (activo) al oeste y la Malinche hacia el este. Estos volcanes tienen diferentes elevaciones (5 230, 5 426 y 4 461 m sobre el nivel del mar, respectivamente), y están cubiertos por recurrentes campos de nieve durante varios meses del año. El clima de la región es templado con inviernos secos (Cwb según la clasificación climática de Köppen), con una temperatura media de 16.9 °C y una precipitación media anual de 827 mm. Los meses más cálidos son abril, mayo y junio, con una temperatura media que alcanza los 19 °C, mientras que en los meses más fríos (noviembre-febrero) la temperatura media varía entre 13.9 y 15.3 °C (CONAGUA, 2021b). Las estaciones se basan en una temporada seca y una temporada de lluvias donde la temporada seca se extiende de noviembre a abril y la de lluvias comienza en mayo y termina en octubre. La precipitación mensual promedio durante la temporada de lluvias varía de 69 a 165 mm. Los tipos de suelos de la zona son principalmente regosoles, leptosoles y fluvisoles, pero los andosoles y cambisoles de alta productividad dominan la región (Miguel, 2013). Estos suelos altamente productivos han propiciado el desarrollo de prácticas agrícolas intensivas (el 63.6 % de la superficie total está cultivada) (Ávila-Sánchez, 2011), donde los fertilizantes orgánicos y sintéticos, pesticidas y otros biocidas son ampliamente utilizados. Los principales cultivos en la zona son de vegetales, maíz, alfalfa y frijol.

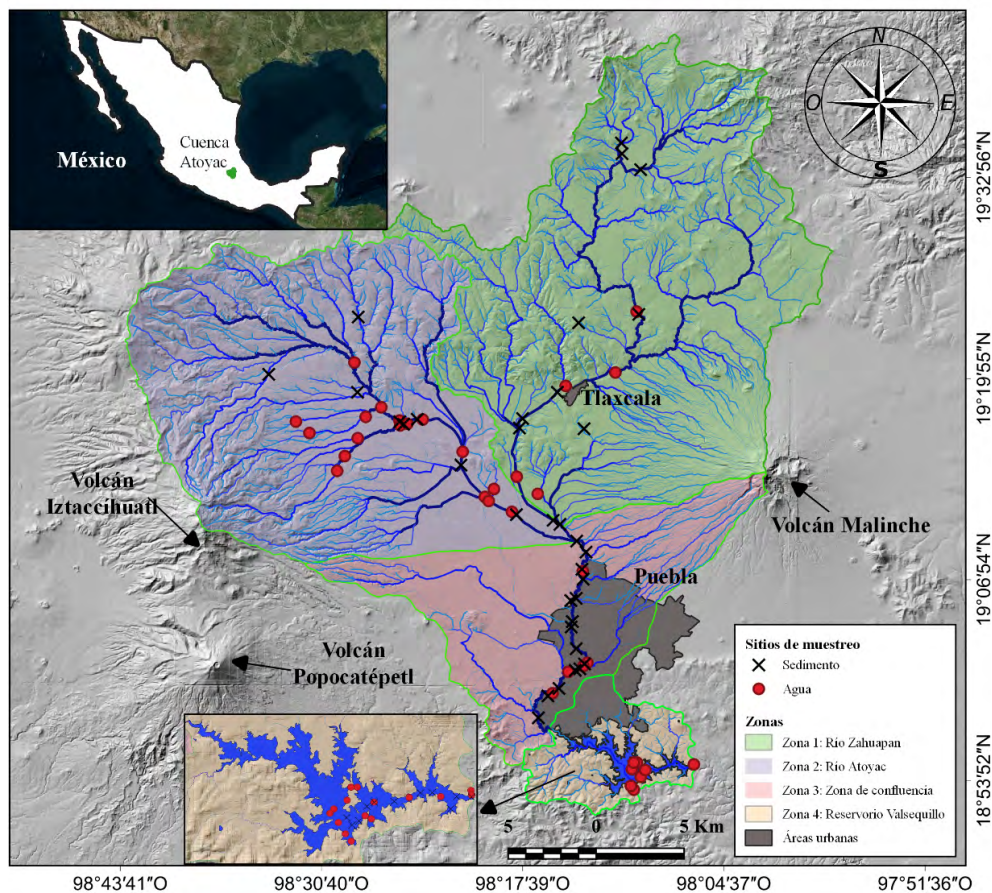


Fig. 1. Ubicación y mapa de la cuenca del río Atoyac, en el cual se muestra el drenaje del agua superficial, las cuatro zonas seleccionadas, y los sitios de muestreo de agua y de sedimentos de fondo.

Además de la gran presión ejercida por las prácticas agrícolas, los problemas más generalizados y continuos causantes del mayor deterioro del río, son las descargas de aguas residuales municipales e industriales. Debido a la descentralización industrial de la Ciudad de México, este sector se ha desarrollado rápidamente en la ZMPT, con una estimación de hasta el 70 % de crecimiento en los últimos 20 años (INEGI, 2021). La expansión del sector manufacturero incluye alrededor de 14,000 pequeñas, medianas y grandes empresas; destinadas a la producción de alimentos, textiles, cuero y productos químicos, petroquímicos, plásticos, farmacéuticos, automot-

trices y de maquinaria, lo que a su vez, ha provocado un alto crecimiento demográfico (García de León, 2018). Precisamente, esto ha incrementado severamente el consumo de agua, que posteriormente se descarga al río Atoyac con elevadas cargas de nutrientes, metales y otros contaminantes.

El nacimiento del río Atoyac se sitúa en las faldas del volcán Iztaccíhuatl en el estado de Puebla, donde el agua de deshielo proveniente de la nieve origina el río. Una vez que el flujo de agua aumenta, el río se extiende hacia el estado de Tlaxcala y vuelve de nuevo al estado de Puebla, donde se acumula en la presa “Manuel Ávila Camacho”, también conocida como la presa de “Valsequillo”, la cual tiene una capacidad de almacenamiento de $303 \times 10^3 \text{ hm}^3$. Una vez represada, el agua del embalse se utiliza para el riego de los cultivos en el distrito de riego 030 Valsequillo (Bonilla *et al.*, 2015). A través de su curso, el río Atoyac se une con algunos afluentes y recibe las descargas de varios sistemas de recolección de aguas residuales urbanas e industriales, que aumentan su caudal de 237 L/s durante la época de sequía en la cuenca superior, a 5 686 L/s antes de entrar a la presa de Valsequillo (en la cuenca inferior) durante la misma temporada (Sandoval-Villasana *et al.*, 2009). Los tributarios más importantes son el río Zahuapan, el río Xochiac y el río Xopanac. De todos ellos, el primer río es considerado el tributario más contaminado (Suárez-Sánchez *et al.*, 2011). Antes de entrar a la ciudad de Puebla, el río Atoyac también recibe la escorrentía de zonas agrícolas adyacentes al cauce principal, descargas de efluentes provenientes de sectores industriales y complejos petroquímicos y descargas de aguas residuales municipales que han sido tratadas inadecuadamente. Al entrar en la ciudad de Puebla, la contaminación del río aumenta porque las fábricas de 14 zonas industriales que incluyen los sectores textil, automotriz metalúrgico, farmacéutico y alimentario, entre otros, descargan sus aguas residuales pobremente tratadas. Además, las tres principales plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la ciudad de Puebla descargan sus efluentes en esta zona, haciendo del río Atoyac uno de los más contaminados de México (Sandoval-Villasana *et al.*, 2009; Rodríguez-Tapia *et al.*, 2012; Rodríguez-Tapia y Morales-Novelo, 2014). El agua del río Atoyac presenta características de un río altamente contaminado, con valores elevados de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), altos niveles de coliformes totales (CT), altas concentraciones de metales pesados y condiciones casi anóxicas que impactan la vida acuática en este sistema fluvial (Castresana

et al., 2018). De hecho, no existen organismos vertebrados ni macroinvertebrados en el río, sólo microorganismos, muchos de los cuales han desarrollado una fuerte resistencia a los metales y otros contaminantes (Castillo-Díaz, 2014; Cordero-Arellano, 2018).

3. Metodología

Se realizó una revisión de la literatura sobre contaminantes químicos y microbiológicos en aguas y sedimentos de la cuenca del río Atoyac en los estados de Puebla y Tlaxcala. Además, se realizó una revisión exhaustiva de la evaluación del riesgo humano relacionado con la contaminación del río Atoyac, tomando en cuenta también la ocurrencia de diversas enfermedades en el área de estudio relacionadas con la contaminación del río. Solo se consideraron los estudios en los que las muestras de agua y/o sedimento se recolectaron en los últimos 10 años (desde el 2010 hasta la actualidad) con el fin de señalar las condiciones ambientales actuales del sistema. Como excepción, se consideró un estudio reportado en el 2007 sobre la calidad de los sedimentos en el río Zahuapan, debido a la falta de información reciente sobre este tema en este tributario del Atoyac.

La búsqueda bibliográfica incluyó las bases de datos de Scopus, Scielo, Google Scholar, PubMed, ScienceDirect y páginas web de bibliotecas universitarias. Se consideraron artículos publicados en revistas nacionales e internacionales, así como tesis de licenciatura, maestría y doctorado de diferentes universidades de México. Los idiomas de los artículos incluidos en esta revisión fueron inglés, español y francés. La estrategia de búsqueda se basó en las palabras clave (Atoyac O Zahuapan O Valsequillo O Puebla O Tlaxcala) y (sedimento O agua O agua residual O río O contaminantes) y (enfermedades O padecimientos O cáncer O riesgo O salud). Las tesis y artículos recopilados se clasificaron en calidad del agua, calidad del sedimento e implicaciones para la salud humana y evaluación de riesgos.

Para visualizar las áreas más contaminadas del río Atoyac, se clasificó la cuenca del Atoyac de la misma manera que otros autores lo han hecho (Martínez- Tavera *et al.*, 2017; Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2018): i) Zona 1, el Río Zahuapan antes de la confluencia con el Río Atoyac; ii) Zona 2, el río Atoyac antes de la confluencia con el río Zahuapan; iii) Zona 3, desde

la confluencia Atoyac-Zahuapan hasta la desembocadura en la presa de Valsequillo; iv) Zona 4, la presa de Valsequillo. En la Fig. 1 se muestra un mapa de la cuenca del río Atoyac en el que se muestra las cuatro zonas mencionadas y los sitios de muestreo donde los diferentes autores referenciaron las tomas de muestras de sedimentos y agua.

4. Calidad del agua del sistema del río Atoyac

4.1. Parámetros fisicoquímicos

La tabla 1 muestra los valores promedios de los parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales de la cuenca del Atoyac extraídos de varios estudios realizados durante los últimos 10 años. En esta tabla se muestra el promedio para cada zona durante las épocas de lluvia y de sequía. Como nota importante, los valores reportados por Hernández-Ramírez *et al.* (2019) corresponden a eventos anómalos identificados mediante el uso de sistemas de monitoreo continuo de la calidad del agua, colocados en cuatro puntos a lo largo de la corriente principal del río Atoyac.

La temperatura del río Atoyac osciló entre 1.4 y 28.5 °C a lo largo de la cuenca, con valores casi similares entre la temporada de sequía (invierno) y la temporada de lluvias. En general, la temperatura del agua es mayor en las zonas 3 y 4, con valores máximos de 27.3 °C en la zona 3 y 28.5 °C en la zona 4 (Martínez-Tavera, 2016). Este aumento de la temperatura aguas abajo, se ha relacionado con la entrada de efluentes calientes procedentes de zonas industriales (Martínez-Tavera *et al.*, 2017). El pH en el río varió de casi neutro a ligeramente alcalino debido a la meteorización de rocas de silícicas y carbonáticas en la cuenca, aunque es frecuente encontrar valores más altos en la zona 3 (valores promedios que oscilan entre 7.67 y 7.89 y entre 8.02 y 8.21 en la temporada de lluvias y de sequía, respectivamente). Este hecho puede estar relacionado con la descarga de aguas residuales procedentes de las industrias textiles, las cuales son ricas en tintes y álcalis que pueden aumentar el pH (Martínez-Tavera *et al.*, 2017). Además, se han registrado valores de pH de hasta 10.24 en la temporada seca en la zona 3 (Martínez-Tavera, 2016), lo que está asociado a fuertes descargas no controladas de efluentes textiles al río.

La conductividad eléctrica en el agua del río varió por temporada, mostrando los valores más bajos durante la temporada de lluvias, debido a que tanto las especies iónicas naturales como antropogénicas son diluidas por el agua de lluvia desmineralizada. Sin embargo, Hernández-Ramírez *et al.* (2019) demostraron que también se pueden encontrar valores anómalos de conductividad alta durante la temporada de lluvias, debido a la descarga esporádica de efluentes ricos en iones orgánicos e inorgánicos al río (Tabla 1). En general, la zona que muestra los valores de conductividad más altos fue la zona de confluencia (zona 3), con un promedio de $1\,360\ \mu\text{S}/\text{cm}$ durante la temporada de sequía. No obstante, Mena-Mejía *et al.* (2017) reportaron conductividades altas en las aguas de la cuenca del río Zahuapan (promedio de $1\,616\ \mu\text{S}/\text{cm}$), con valores que alcanzaron hasta $5\,130\ \mu\text{S}/\text{cm}$ en zonas con elevada influencia urbana.

Los valores de turbidez oscilaron entre 0.14 y 460 UNT, con valores relativamente bajos en las zonas 1 y 2; es decir, 44.4 y 68.9 UNT durante la temporada de sequía y 30.5 y 26.04 UNT durante la temporada de lluvias, respectivamente. Sin embargo, se han detectado valores anómalos de hasta 655.9 UNT en la zona 2. Los valores de turbidez más elevados se encontraron con frecuencia en zonas con alta densidad de población (zona 3), con un promedio de entre 107 y 168 UNT entre los años 2013 y 2016, lo que significa que hubo un aumento significativo de la turbidez con el pasar del tiempo. Como era de esperar, las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) fueron las más altas durante la temporada de lluvias en las corrientes principales del río (zonas 1, 2 y 3), debido a la resuspensión de los sedimentos de fondo durante la creciente de los ríos y la erosión mecánica de los suelos durante los eventos de lluvia. Este aumento se agudizó en la zona 3 (con un promedio de 1125.5 mg/L) debido al elevado aporte de sedimentos de todos los afluentes a la cuenca principal del río Atoyac. Como se observa en la Tabla 1 y en el estudio realizado por Martínez-Tavera (2016), las bajas concentraciones de SST durante la temporada seca (en promedio 65.43 mg/L en la zona 2 y 105.1 mg/L en la zona 3) no pueden explicar los altos valores de turbidez encontrados en zonas 2 y 3 durante la misma temporada (68.9 y 143.3 UNT, respectivamente). Por lo tanto, estos elevados valores de turbidez están relacionados con el característico color “gris y negro” de la materia orgánica particulada procedente de los efluentes tratados inadecuadamente de las PTAR. En la presa de Valsequillo (zona 4), se encon-

traron valores mínimos de turbidez y de SST, debido a la sedimentación de materia orgánica e inorgánica particulada (limos, arcillas y otros materiales particulados de origen antropogénico).

En general, las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) fueron muy bajas en el sistema del río Atoyac. Los valores más bajos se encontraron en el Área Metropolitana (Zona 3), con valores promedio de 1.77 mgO₂/L entre el 2013-2014 y 0.27 mgO₂/L en el 2016 durante la temporada seca, y valores promedio de 3.68 mgO₂/L en el 2013 y 1.47 mgO₂/L en el 2016 durante la temporada de lluvias (Martínez-Tavera, 2016). Durante la estación seca, el río puede alcanzar condiciones anóxicas en la zona 3, debido al continuo aporte de materia orgánica biodegradable procedente de los efluentes urbanos que han sido pobremente tratados por la PTAR. Sin embargo, las zonas anteriores a la confluencia (zonas 1 y 2) también mostraron valores bajos de OD durante la temporada seca (valores mínimos de 1.3 y 0.18 mgO₂/L, respectivamente), sugiriendo que la contaminación por materia orgánica biodegradable ocurre antes de que el río Atoyac entre en la zona metropolitana de Puebla. En general, el agua del Atoyac mostró mayores concentraciones de OD durante la temporada de lluvias ya que el agua de lluvia bien oxigenada se mezcla con las aguas del río (Muñoz *et al.*, 2015). Martínez-Tavera (2016) indicó que la sobresaturación de OD se produce en la presa de Valsequillo (zona 4) durante el invierno (meses más fríos), alcanzando valores máximos de 21 mgO₂/L. Además, Laug-García (2016) también informó de una sobresaturación de OD (valores máximos de 21.24 mgO₂/L) en el agua del embalse, pero durante el inicio de la temporada de lluvias (mayo). De hecho, estos valores sobresaturados de OD en aguas superficiales del embalse se deben a la proliferación de algas provocada por la eutrofización. En este medio acuático léntico, las partículas de materia orgánica e inorgánica sedimentan, reduciendo el proceso de respiración en las aguas superficiales (el agua fría también ayuda a reducir las velocidades de degradación de la materia orgánica) y aumenta el recorrido de la luz a través de la columna de agua. Estos hechos, junto con los altos niveles de nutrientes (por ejemplo, nitrógeno y fósforo) aportados por los efluentes de las PTAR, conducen a un exacerbado crecimiento de la biomasa de algas y plantas vasculares, de modo que la fotosíntesis domina sobre la respiración en las aguas superficiales de la presa, produciendo la sobresaturación del OD.

En cuanto a la DBO_5 , este parámetro mostró los valores más bajos durante la temporada de lluvias en todas las zonas, lo que coincide con las mayores concentraciones de OD durante esta estación. De hecho, las concentraciones más bajas de DBO_5 durante la temporada de lluvias se deben a la dilución de la materia orgánica por el agua de lluvia. A pesar de ello, el agua del río presentó valores elevados de DBO_5 durante todo el año en las zonas 1, 2 y 3, con valores que oscilaron entre 0 y 480 mg/L, representando las concentraciones promedio más altas encontradas después de la confluencia Zahuapan-Atoyac (promedio de 170.8 durante el 2013-2014 y 105 mg/L en el 2016 en la zona 3). De hecho, estas altas concentraciones de DBO_5 en la zona 3 superaron el límite de 60 mg/L establecido para la protección de la vida acuática establecido en la normativa mexicana referente a los efluentes descargados a los ríos (NOM-001-SEMARNAT, 1996). Las concentraciones más bajas de DBO_5 se encontraron en el nacimiento del río Zahuapan (0 mg/L) y en la presa de Valsequillo (Tabla 1). Estas bajas concentraciones de DBO_5 en las aguas de la presa de Valsequillo pueden deberse a dos procesos simultáneos. En primer lugar, a la sedimentación de la materia orgánica particulada, que disminuye el contenido total de materia orgánica biodegradable en las aguas superficiales; y en segundo lugar, a la sobresaturación del OD en las aguas superficiales generada por la fotosíntesis, la cual aumenta las velocidades de degradación de la materia orgánica biodegradable. Debido a que la demanda química de oxígeno (DQO) también incluye la fracción biodegradable de la materia orgánica, este parámetro (DQO) sigue el mismo patrón temporal y espacial que el demostrado por la DBO_5 , con mayores concentraciones durante la temporada seca en todas las zonas y niveles máximos en la zona 3. Parecido a la DBO_5 , la DQO presentó las menores concentraciones en las aguas superficiales de la presa de Valsequillo debido a los dos procesos mencionados anteriormente que pueden disminuir la DBO_5 en estas aguas.

Los sólidos disueltos totales (SDT), los cuales son útiles para evaluar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, también mostraron valores máximos de concentración en la zona 3, con una concentración promedio de 859.8 mg/L durante la temporada seca y 690.7 mg/L durante la temporada de lluvias, pero en general estos valores oscilan entre 198 y 2 533 mg/L. Sin embargo, como se comentó anteriormente, Mena-Mejía *et al.* (2017) también reportaron valores elevados de SDT en las zonas fuerte-

mente afectadas por la influencia urbana en la cuenca del río Zahuapan (zona 1). En promedio, las mayores concentraciones de material disuelto se encontraron durante los periodos secos en todas las zonas, mientras que las concentraciones más bajas se observaron durante el periodo húmedo como resultado de la dilución del agua de lluvia. A pesar de que el intervalo anual de concentración de los SDT (mínimo y máximo) fue muy amplio en la zona 3, las diferencias en las concentraciones promedio de los SDT entre la temporada seca y la de lluvias no fueron muy elevadas en las demás zonas, lo que indica que la mayor parte de los SDT proviene de la entrada de efluentes industriales y urbanos al río en la zona 3.

En resumen, la zona con los niveles más altos de pH, temperatura del agua, conductividad, turbidez, mayores concentraciones de DBO₅, DQO, SST, SDT y, por tanto, la peor calidad del agua fue la zona 3: el río Atoyac después de la confluencia con el río Zahuapan. Esta grave contaminación del agua se atribuye al hecho de que esta área incluye la zona metropolitana de Puebla, donde los efluentes de las PTAR de esta ciudad se vierten al río, así como los efluentes de las industrias cercanas, los cuales no suelen ser tratados adecuadamente antes de ser descargados.

Zona	Año	Season	T °C	pH	CE uS/cm	OD mg/L	Turb NTU	DBO ₅	DQO mg/L	SST mg/L	SDT mg/L	# De muestra	Fuente
1 Río Zahuapan	2013	Lluviosa	10.2	7.95	1614	3.4	-	198	-	-	1157	11	Mena-Mejía et al. (2017)
	2013-14	Seca	17.92	7.61	736.4	2.94	44.4	52.6	122.4	28.3	497.1	12	Martínez-Tavera (2016)
		Lluviosa	17.92	7.44	280.6	4.78	30.5	21.11	110.3	373.7	338.9	9	"
		Mín	1.4	6.24	124	1.3	0.29	0	23	0	43.6	-	
		Máx	24.4	8.50	5130	696	150.5	450	338	952	5890	-	
2 Río Atoyac	2011	-	-	6.89	282.1	-	-	-	-	-	200.1	10	Gonáles-Pérez et al. (2019)
	2013-14	Seca	18.33	7.73	845.9	2.19	68.9	109.1	206.7	65.43	615.8	14	Martínez-Tavera (2016)
	2013	Lluviosa	18.12	7.21	418.2	4.04	26.04	26.0	89.74	309.3	319.9	10	"
	2016*	Seca	15.49	6.43	520.3	0.29	655.9	85	218	-	61.6	1	Hernández-Ramírez et al. (2019)
	2016*	Lluviosa	18.55	6.92	1292	0.18	448.6	199	816	-	900	1	"
		Mín	14	5.96	109	0.18	0.14	10	29	16	76	-	
		Máx	24.3	8.70	1870	5.80	655.9	399	816	973	1330	-	
3 Zona de Confluencia	2011	-	-	6.9	667	-	-	-	-	-	489	1	Gonáles-Pérez et al. (2019)
	2013	Seca	-	-	-	-	-	123	-	-	-	3	Aburto-Medina et al. (2017)
	2013-14	Seca	20.29	7.89	1360	1.77	143.3	170.8	410	105.1	859.8	18	Martínez-Tavera (2016)
	2013	Lluviosa	19.99	7.67	506.9	3.68	72.32	26.5	220.1	1125.5	690.7	10	"
	2016	Seca	19.94	8.21	-	0.27	102.2	105	260.6	-	-	39	Castresana et al. (2018)
	2016	Lluviosa	20.25	8.02	-	1.47	234.41	69.79	130.91	-	-		"
	2016*	Seca	17.59	7.44	990.2	0.24	261.2	93.15	423	-	723.7	3	Hernández-Ramírez et al. (2019)
	2016*	Lluviosa	18.87	8.26	728	1.9	262.5	84.33	251.7	-	438.5	3	"

	Mín	14.20	6.9	217	0.00	0.4	15	56	20	198	
	Máx	27.30	10.24	1672	5.56	460	480	1055	2996	2533	
2011	-	-	7.2	818	-	-	-	-	-	604	1
2013-14	Seca	19.60	7.69	774.2	5.15	7.11	26.78	57.78	8.52	484.5	27
2013	Lluviosa	22.96	7.60	692.8	4.12	1.12	15.56	43.2	20	467.3	18
2015	Seca	17.45	-	-	3.8	8.46	2.9	-	4	-	10
2015	Lluviosa	20.91	7.57	910	19.76	7.38	2.8	-	6	455.3	10
	Mín	17.27	7.01	592	1.02	0.48	2.6	18	0	20	
	Máx	28.5	9.06	928	21.24	24	50	96	50	700	

Gonález-Pérez et al. (2019)

Martínez-Tavera (2016)

"

Laug-García (2016)

"

* Las muestras de Hernandez-Ramirez, et al. (2019) fueron recolectadas durante eventos anómalos.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos en las aguas del río Atoyac.

4.2. Nitrógeno, fósforo, boro y salinidad

Son muy escasos los estudios recientes que describen el contenido de nitrógeno y fósforo en la cuenca del río Atoyac. Mena-Mejía *et al.* (2017) indicaron que las concentraciones de fósforo total (FT) en varios tramos del río Zahuapan (zona 1) altamente impactados por actividades agrícolas urbanas e industriales, variaron entre 3 y 100 mg/L (con promedio de 52.9 mg/L), superando en algunos sitios el valor límite de 20 mg/L establecido por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT, 1996). En el estudio de Mena-Mejía *et al.* (2017) también se incluyeron los valores de amoníaco y amonio en esos sitios, los cuales oscilaron entre 0.002 y 3.08 mg/L para el NH_3 y de 2 a 102 mg/L para el NH_4^+ (con promedio de 1.21 mg/L para el NH_3 y 44.2 mg/L para el NH_4^+). Aunque el río Zahuapan carece de estudios recientes sobre las concentraciones de nitrógeno, un estudio realizado antes del 2010, (Muñoz-Nava *et al.*, 2013) indicó que las concentraciones de nitrógeno total (NT), nitrógeno kjeldahl total (NKT), nitrógeno orgánico (N_{org}) y nitrógeno amoniacal (N-NH_3) aumentaron de aguas arriba a aguas abajo en la cuenca del Zahuapan, alcanzando valores promedios de 11.50 mg/L, 10.13 mg/L, 3.65 mg/L y 7.60 mg/L para NT, NKT, N_{org} y N-NH_3 , respectivamente, en la zona cercana a la confluencia Atoyac-Zahuapan. Por el contrario, las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- se mantienen estables a lo largo de la corriente principal del río (probablemente relacionado con la baja variación del OD), con promedios de 0.45 mg/L para NO_3^- y 0.07 mg/L para el NO_2^- . Del mismo modo, estos autores señalaron que las concentraciones máximas de NT, NKT, N_{org} y N-NH_3 fueron detectadas durante la temporada seca, mientras que las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- fueron mayores durante la tempo-

rada de lluvias. Este aumento de concentraciones de NO_3^- y NO_2^- durante la temporada de lluvias está probablemente asociado a un aumento de las concentraciones del OD (Muñoz *et al.*, 2015), que favorece las tasas de nitrificación en las aguas fluviales.

En el estudio de los contaminantes del agua durante eventos anómalos en el Río Atoyac, Hernández-Ramírez *et al.* (2019) midieron las concentraciones de fosfato en una estación ubicada en la zona 2 y en tres estaciones en la zona 3, encontrando valores similares durante las temporadas secas y húmedas: 1.19 y 1.00 mg/L para la zona 2, y 1.86 y 2.73 mg/L para la zona 3, respectivamente. Asimismo, el mismo estudio encontró concentraciones similares de NO_3^- a lo largo de la zona 3 durante ambas estaciones (alrededor de 0.03 mg/L) y un fuerte aumento de los niveles de NO_2^- aguas abajo (de 0.03 a 6.91 mg/L) durante la temporada seca. Por el contrario, estos autores también informaron de una disminución de los niveles de NO_2^- durante la estación lluviosa en la zona 3 (de 4.99 a 0.04 mg/L), probablemente debido a las mayores concentraciones de OD en las aguas, y a la inestabilidad química de dicho ion. En general, las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- permanecen bajas en el río (ninguna de ellas supera el valor de 10 mg/L como N) debido a las bajas concentraciones de OD que limitan la nitrificación.

En la presa de Valsequillo, Laug-García (2016) determinó las concentraciones de FT, amoníaco y nitratos. Las concentraciones de FT fueron las más bajas (con un promedio de 1.42 mg/L) durante el periodo de sobresaturación de OD, principalmente porque las velocidades de absorción de fosfato en la biomasa aumentan durante el crecimiento de las algas. Por el contrario, se encontraron altos niveles de FT (con un promedio de 3.3 mg/L) durante los periodos en los que las concentraciones de OD no fueron altas (2.9 mgO₂/L). De igual forma, Laug-García (2016) reportó elevados niveles de NH_4^+ y bajos niveles de NO_3^- (con promedios de 3.02 y 8.86 mg/L, respectivamente) durante los periodos de bajas concentraciones de OD, y bajas concentraciones de NH_4^+ y elevados niveles de NO_3^- durante los periodos de sobresaturación del OD (con promedios de 0.42 y 11.9 mg/L, respectivamente) en las aguas de esta presa. Este hecho está atribuido a los procesos de desnitrificación, reducción de nitratos y amonificación por las bajas concentraciones de OD, y por procesos de nitrificación asistida por

bacterias en aguas bien oxigenadas, convirtiendo el NH_4^+ en NO_2^- y luego en NO_3^- en presencia de concentraciones elevadas de OD.

En cuanto a la salinidad, González-Pérez *et al.* (2019) reportaron importantes valores de iones en el Atoyac y en algunos afluentes aguas arriba (zona 2) que variaron entre 44 ± 30 mg/L para Ca^{2+} , 27 ± 20 mg/L para el Mg^{2+} , 7.3 ± 14.8 mg/L para Na^+ , 3.0 ± 4.4 mg/L para K^+ , 125 ± 116 mg/L para HCO_3^- , 16.3 ± 9.6 mg/L de Cl^- y 16.7 ± 21.0 de SO_4^{2-} . En general, las aguas de esta zona se clasificaron como aguas de salinidad baja-media, con niveles de Na adecuados para el riego agrícola. Sin embargo, las aguas de las zonas 3 y 4 se clasificaron como aguas de alta salinidad, que solo pueden emplearse en cultivos tolerantes a la alta salinidad. Las zonas 3 y 4 mostraron valores de 71 y 102 mg/L de Ca^{2+} , 54.7 y 62.7 mg/L de Mg^{2+} , 40.2 y 50.6 mg/L de Na^+ , 13.7 y 15.2 mg/L de K^+ , 317 y 378 mg/L de HCO_3^- , 17.7 y 33 mg/L de Cl^- y 55.7 y 69.2 mg/L de SO_4^{2-} , respectivamente.

Además de la salinidad, las zonas 3 y 4 del río también presentaron altos niveles de B, específicamente 6.05 mg/L en las muestras colectadas en la zona 3 y 5.62 mg/L en las muestras colectadas en la presa de Valsequillo (González- Pérez *et al.*, 2019). Estas altas concentraciones de B pueden provenir de aguas residuales procedentes de las industrias de pintura, textil y curtido de pieles (Kar *et al.*, 2006). Aunque el B es esencial para el crecimiento de las plantas, su exceso en el agua de riego y/o en los suelos puede ser tóxico para las plantas (Brdar- Jokanović, 2020), en dependencia de la tolerancia al B de cada cultivo. De hecho, los cultivos regados con agua que contiene entre 2 y 4 mg/L de B se consideran moderadamente tolerantes, mientras que los cultivos regados con agua que contiene entre 4 y 6 mg/L de B se consideran tolerantes al B (Ayers y Westcot, 1994). En este sentido, las aguas de las zonas 3 y 4 solo pueden utilizarse para el riego de cultivos tolerantes al B, como el sorgo, el tomate y la alfalfa, entre otros. González-Pérez *et al.* (2019) también reportaron el contenido de B en la zona 2 del río Atoyac. La mayoría de las muestras presentaron concentraciones de B entre 0.86 mg/L y 3.35 mg/L (dos de diez muestras de agua presentaron concentraciones de B de 5.7 y 6.8 mg/L), que son adecuadas para el riego de cultivos moderadamente tolerantes al B como el maíz, uno de los cultivos más importantes de la región. Concentraciones similares de B en muestras

fluviales de las zonas 1 y 2 fueron detectadas por Carrera-Villacrés *et al.* (2011) durante los años 2006 y 2007.

4.3. Compuestos farmacéuticos activos (PhACs)

En cuanto al contenido de PhACs en las aguas del río Atoyac, un artículo de Isaac-Olivé y Navarro-Frómata (2017) contiene datos de dos sitios de muestreo ubicados en el río Zahuapan (un sitio a la entrada del el estado de Tlaxcala y un sitio después de la Ciudad de Tlaxcala) y de un sitio en la zona metropolitana de Puebla (zona 3). Este estudio incluye mediciones de tres compuestos: el agente antibacteriano y antifúngico Triclosán y los antiinflamatorios no esteroideos Naproxeno y Diclofenaco. En la entrada del estado de Tlaxcala, el río Zahuapan mostró concentraciones mínimas de los tres PhACs medidos (con promedio anual de 0.03 mg/L, 0.04 mg/L y valores no detectados para Triclosán, Naproxeno y Diclofenaco, respectivamente). Sin embargo, después de la ciudad de Tlaxcala, las concentraciones de estos PhACs aumentaron considerablemente en el río, mostrando valores promedios anuales de 7.45 mg/L para el Triclosán (con intervalos entre 0.31 y 15.32 mg/L), 0.95 mg/L para el Naproxeno (con intervalos entre 0.36 y 1.56 mg/L) y 0.28 mg/L para el Diclofenaco (con intervalos entre 0.12 y 0.37 mg/L). Por otro lado, el río Atoyac en la zona 3 presentó un promedio anual de 1.42 mg/L y un intervalo entre 0.29 y 2.97 mg/L para el Triclosán, mientras que el Naproxeno y el Diclofenaco tuvieron un intervalo de 0.73 a 1.22 mg/L y de 0.09 a 0.24 mg/L con promedios anuales de 0.91 mg/L y 0.15 mg/L, respectivamente. En general, estos intervalos de concentraciones de PhACs son similares a los encontrados en aguas superficiales contaminadas de otras regiones del mundo (Parra-Saldivar *et al.*, 2020).

El aumento de las concentraciones de Triclosán, Naproxeno y Diclofenaco en el río Zahuapan aguas abajo de la ciudad de Tlaxcala, indican que fuentes de contaminación específicas, como los efluentes de aguas residuales urbanas, son las principales fuentes de estos PhACs en el sistema fluvial. Como lo han reportado algunos autores (Bilal *et al.*, 2019a; Parra-Saldivar *et al.*, 2020), las fuentes puntuales de efluentes de aguas residuales son la principal causa de contaminación por PhACs en el agua debido a que las PTAR no están diseñadas para eliminar completamente estos contaminantes orgánicos persistentes. No obstante, las tecnologías emergentes que

utilizan enzimas como la Peroxidasa de rábano, la Lignina peroxidasa y las lacasas han demostrado degradar eficazmente una variedad de productos farmacéuticos en las aguas residuales, incluyendo el Triclosán, Diclofenaco y Naproxeno (Bilal *et al.*, 2019a, 2020). Debido a que se ha demostrado que los hospitales y las unidades de atención médica liberan efluentes que contienen una mezcla diversa de PhACs a los receptores de los cuerpos de agua (Pérez-Alvarez *et al.*, 2018), los centros de atención médica y las industrias farmacéuticas ubicadas en la ciudad de Puebla también pueden ser responsables de la creciente carga de PhACs y otros contaminantes orgánicos emergentes en las aguas del Atoyac en la zona 3. Aunque el río Atoyac recibe tanto aguas residuales urbanas como industriales, no hay estudios disponibles sobre los niveles de otros PhACs y de productos de cuidado personal en el río o del potencial impacto que estos compuestos pueden ejercer en la población humana que vive en las áreas circundantes. Debido a la extracción de aguas subterráneas en zonas cercanas a la corriente principal del río, tanto el agua del río como la de riego podrían infiltrarse en los sistemas acuíferos (Castresana, 2019; Castresana *et al.*, 2019) y contaminar las aguas subterráneas con compuestos orgánicos hidrofílicos (Lesser *et al.*, 2018), representando una amenaza para la población que utiliza esta agua para beber o cocinar. Sin duda, el estudio de estos compuestos en las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del río Atoyac es un motivo de preocupación importante, sobre todo por la presencia de varios hospitales y centros de salud a lo largo del canal principal del río en la zona metropolitana de Puebla. La Fig. 2 muestra las posibles fuentes y rutas de exposición de PhACs en la cuenca del río Atoyac.

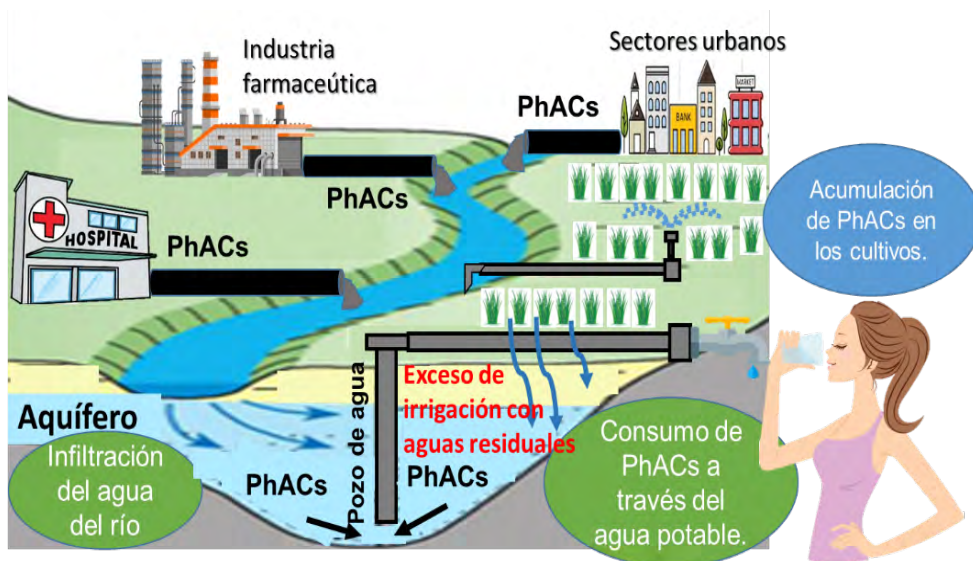


Fig. 2. Fuentes y posibles rutas de exposición de compuestos farmacéuticos activos (PhACs) en la cuenca del río Atoyac.

4.4. Pesticidas y otros compuestos orgánicos

El uso de pesticidas y otros agroquímicos en las zonas agrícolas periurbanas de la cuenca del río Atoyac, ha provocado la contaminación de las aguas superficiales de esta zona. Los pesticidas pueden entrar en los ríos y aguas superficiales a través de la escorrentía superficial, la lixiviación del suelo y los derrames accidentales (Bilal *et al.*, 2019b). Así, su distribución en las aguas del río Atoyac y sus afluentes parece ser ubicua. Debido a que los pesticidas causan diversos efectos adversos sobre la biota y la salud humana (Bilal *et al.*, 2019b), una de las principales preocupaciones ambientales vinculadas a los pesticidas es la infiltración en los acuíferos. A pesar de que las aguas subterráneas son menos vulnerables que las superficiales a la contaminación por pesticidas debido a que los pesticidas sufren una degradación, absorción y dispersión durante su recorrido a través de la columna del suelo, los compuestos más hidrofílicos y recalcitrantes pueden llegar a los acuíferos (Syafudin *et al.*, 2021). Por lo tanto, el uso del agua del Atoyac para riego de cultivos puede suponer una grave amenaza para la salud humana incluso en zonas en las que el uso de pesticidas y biocidas está restringido, dado que el agua de riego que contiene cantidades con-

siderables de pesticidas se infiltra en los acuíferos afectando la calidad de las aguas subterráneas utilizadas para consumo humano.

El estudio de Hernández-Ramírez *et al.* (2019) presentó un amplio intervalo de concentraciones de pesticidas organoclorados y organofosforados y otros biocidas en el río Atoyac en las zonas 2 y 3. Los compuestos organoclorados (en mg/L) oscilaron entre 0.001 y 2.05 para el clordano (0.38 como promedio), de 0.0014 a 0.0095 para los ciclodienos Aldrin más Dieldrin (0.0024 como promedio), de 0.001 a 0.62 para el DDT (0.21 como promedio) y de 0.0013 a 0.023 para el Lindano (0.01 como promedio). Estos tipos de pesticidas puede ser peligrosos porque han demostrado tener una persistencia ambiental a largo plazo y una gran tendencia a agregarse en los cultivos (Bilal *et al.*, 2019b; Syafrudin *et al.*, 2021). Asimismo, aunque los pesticidas organofosforados son menos persistentes que los pesticidas clorados (Syafrudin *et al.*, 2021), estos también se han detectado en las aguas del río Atoyac. Por ejemplo, el malatión se detectó en concentraciones que oscilaron entre 0.001 y 21.7 mg/L, mostrando un valor promedio de 5.18 mg/L (Hernández-Ramírez *et al.*, 2019). Por otra parte, los compuestos organoestánicos (fungicidas y pesticidas) mostraron un intervalo de concentración entre 0.001-0.0041 mg/L y un valor medio de 0.001 mg/L (Hernández-Ramírez *et al.*, 2019). De hecho, todos estos compuestos son lixiviados de los suelos agrícolas y su amplio intervalo de concentraciones se debe a muchos factores, como sus épocas de aplicación, el tipo de pesticida utilizado para cada cultivo y el tiempo de degradación (en función de la vida media) de cada pesticida (Di Guardo *et al.*, 1994). Por otro lado, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático de México (INECC, 2019) reportó elevadas concentraciones de nitrobenceno (0.644 mg/L) y pesticidas organoclorados como el diclorometano (1.36 mg/L) y el 1,2-, 1,3- y 1,4-diclorobenceno (0.010, 0.0012 y 0.0026 mg/L, respectivamente) en aguas de una zona no especificada del río Atoyac. Sin embargo, el SEMARNAT (2019) observó que aunque estos compuestos son comúnmente utilizados en la agroindustria, tienen diversos orígenes industriales y sus elevados niveles en el río Atoyac no están necesariamente vinculados con su aplicación como pesticidas.

Otros compuestos orgánicos detectados por Hernández-Ramírez *et al.* (2019) en las zonas 2 y 3 fueron los hidrocarburos aromáticos policíclicos

(HAPs), los bifenilos policlorados (BPCs) y la anilina. La concentración y el promedio (entre paréntesis) de los HAPs seleccionados (en mg/L) variaron de 0.001 a 15 para el naftaleno (2.03), de 0.001 a 1.62 para el Fluoranteno (0.21), de 0.001 a 1.76 para el Fenantreno (0.34), de no detectado (ND) a 0.008 para el Antraceno (0.003), de 0.001 a 1.69 para el Pireno (0.21), de 0.002 a 1.33 para el Benz(a)antraceno (0.29) y de 0.001 a 1.54 para el Benzo(a)pireno (0.19). Estos autores sugirieron que los HAPs procedían de una mezcla de fuentes puntuales y no puntuales como las industrias petroquímicas, la combustión de combustibles fósiles y otras fuentes pirogénicas. Por otro lado, los BPCs variaron entre 0.0011 y 0.0095 mg/L, mientras que la anilina (que se utiliza comúnmente en los tintes) presentó valores entre 0.010 y 3.51 mg/L, con una media de 1.17 mg/L.

4.5. Metales pesados en aguas superficiales

La **tabla 2** muestra los resultados promedios de los tres estudios que reportan el contenido de metales pesados en las aguas superficiales del río Atoyac. Castro-González *et al.* (2019a) midieron elementos traza en áreas específicas pertenecientes a la zona 1, zona 2 (dos áreas específicas) y zona 4 (presa de Valsequillo) durante una temporada seca y otra de lluvias. Estos autores indicaron que no hubo diferencias significativas en el contenido de metales pesados en las aguas entre la temporada seca y la húmeda para cada zona de estudio. Sin embargo, las concentraciones de metales sí variaron entre las zonas de estudio. Los autores encontraron que las concentraciones de Cr, Pb y Ni en la zona 2 (del río Atoyac) fueron significativamente mayores que los niveles de esos elementos en las zonas 1 y 4, mientras que las aguas procedentes de la presa de Valsequillo mostraron las concentraciones más bajas de algunos elementos como Zn, Ni, Pb, Cr, Cu y Cd. Este hecho puede deberse a la sedimentación de material particulado en la presa (que tiende a ser rico en estos elementos), porque los autores midieron el contenido total de metales pesados (mediante digestión ácida) y no la fracción disuelta.

Castresana *et al.* (2018) midieron el contenido total de Al, Fe, Zn, Ni, Pb, Cr, Cu y Cd en la zona 3. En esta zona, estos autores encontraron mayores concentraciones de Zn, Ni y Cr que las encontradas por Castro-González *et al.* (2019a) en las zonas 1, 2 y 4, pero menores concentraciones de Cu, Cd y

Pb que las reportadas en las zonas 1 y 2. Además, estos autores indicaron que el Cd, el Ni, el Cr y el Zn presentaron concentraciones mayores durante la sequía, mientras que las concentraciones de Al, Fe y Pb mostraron los niveles más altos durante las lluvias. No obstante, las concentraciones de metales pesados reportadas en ambos estudios fueron inferiores a los límites respectivos (Cd = 200 µg/L, Cu = 6 mg/L, Cr = 1 mg/L, Ni = 4 mg/L, Pb = 400 µg/L, Zn = 20 mg/L) establecidos en la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT, 1996). En general, elementos como el Zn, Cr y Ni pueden ser derivados de los efluentes resultantes de los procesos de galvanización de automóviles, pinturas y ferroaleaciones.

El tercer estudio que reporta las concentraciones de metales pesados en las zonas 2 y 3, son las mediciones correspondientes a los eventos anómalos realizadas por Hernández-Ramírez *et al.* (2019). Este estudio indicó que los elementos Pb, Cr, Cu, Cd y Hg mostraron mayores concentraciones en la zona 2 respecto a la zona 3 durante ambas temporadas, mientras que los elementos Al, Fe, Co y As mostraron un resultado opuesto, con concentraciones más elevadas en la zona 3. Los autores indicaron que estos elementos provienen de efluentes industriales; sin embargo, varios elementos como Cr, Zn, Cd y Pb pueden proceder también de productos químicos como fungicidas y fertilizantes inorgánicos y fosfatados. Además, este estudio reportó concentraciones de Hg de 17.2 y 7.2 µg/L en la zona 2 durante la temporada seca y húmeda, respectivamente, los cuales son superiores al límite máximo permisible de 5 µg/L establecido por la NOM-001- SEMARNAT (1996) para la protección de la vida acuática.

Cabe destacar que los estudios que midieron las concentraciones de Al y Fe en la zona 3 reportaron niveles elevados de ambos elementos, excediendo los límites máximos permisibles para el riego agrícola de 5 mg/L para Al y Fe (Castresana *et al.*, 2018). Aunque las concentraciones del Al y el Fe pueden ser elevadas en la naturaleza por ser elementos terrígenos, las concentraciones exacerbadas encontradas en la zona 3 (hasta 21 mg/L para el Al y 90 mg/L para el Fe) pueden ser consecuencia del procesamiento y producción de piezas metálicas (Castresana *et al.*, 2018). Adicionalmente, es importante señalar que las actuales concentraciones de As y Pb en el río Atoyac son mucho más bajas que las reportadas por García-Nieto *et al.* (2011) durante 2008, las cuales variaron entre 60 y 940 µg/kg para el As y de 0 a 1060 µg/kg

para el Pb, con promedios de 490 y 666 $\mu\text{g/kg}$, respectivamente. De hecho, esta disminución en las concentraciones de metales podría deberse a la puesta en marcha de normativas referentes al uso de estos elementos en el sector manufacturero. Por otro lado, aunque el contenido de As en las fuentes de agua de México está relacionado con el volcanismo cenozoico (Alarcón-Herrera *et al.*, 2020), las concentraciones actuales de As fueron bajas en todo el sistema, con un valor máximo de 3.96 $\mu\text{g/L}$. Esto indica que estas bajas concentraciones de As pueden estar relacionadas con las condiciones reductoras de las aguas fluviales, dado que en esas condiciones queda excluida la formación del oxianión arseniato altamente soluble (AsO_4^{3-}), mientras que la formación de sulfuros de As de muy baja solubilidad es altamente favorecida (Weiner, 2007).

Zona	Año		Al mg/L	Fe mg/L	Zn µg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	Cr µg/L
1 Río Zahuapan	2014-15	Promedio	-	-	30 ± 30	7 ± 5	12 ± 5	5 ± 5
	2014-15	Promedio	-	-	70 ± 70	12 ± 8	35 ± 10	12 ± 10
2 Río Atoyac	2014-15	Promedio	-	-	20 ± 10	7 ± 3	17 ± 4	16 ± 7
	2016*	Lluviosa	0.05	0.3	10	9.2	0.3	10
	2016*	Seca	0.013	0.06	28.1	0.9	4.24	53.6
	2016	Seca	2.1 ± 5.2	3.4 ± 4.2	67 ± 30	23 ± 27	8 ± 9	28 ± 47
3 Zona de confluencia	2016	Lluviosa	4.8 ± 7.1	5.9 ± 4.8	56 ± 40	7 ± 10	19 ± 20	15 ± 22
	2016*	Seca	5.3 ± 0.9	60 ± 22	99 ± 56	6.2 ± 2.9	0.13 ± 0.15	1.7 ± 0.5
	2016*	Lluviosa	10.6 ± 6	27 ± 4.7	4.8 ± 2.7	2.8 ± 1.2	0.02 ± 0.01	1.5 ± 0.7
		Mín-Máx	0-21.16	0.77-90	0.156	0 - 100	0 - 70	0 - 178
4 Presa Valsaquillo	2014-15	Promedio	-	-	10 ± 30	< 7	9 ± 3	2 ± 1

*Las muestras de Hernandez-Ramirez, et al. (2019) fueron recopiladas durante eventos anómalos.

Tabla 2. Resumen de las concentraciones de elementos trazas en las aguas del río Atoyac.

4.6. Contaminación microbiológica

Dos investigaciones estudiaron la reciente contaminación microbiológica en el río Atoyac. Rodríguez-Tapia y Morales-Novelo (2017) reportaron el contenido de CT en las aguas de las zonas 1 y 2 durante 2013. La información incluye el promedio mensual del contenido de CT en seis localidades a lo largo de los ríos Atoyac y Zahuapan, mostrando niveles de CT entre 6 y 12 órdenes de magnitud, lo que refleja la extrema contaminación de este sistema fluvial. Este estudio también describió la variación estacional del contenido de CT en uno de los sitios más contaminados aguas abajo del río Zahuapan (municipio de Nativitas), indicando que el menor contenido de CT (2×10^6 NMP/100mL) ocurre a la mitad de la temporada de lluvias y el contenido más alto (2.2×10^{12} NMP/100mL) ocurre durante el final de esta temporada. Este amplio intervalo del contenido de CT podría deberse a la dilución del agua de lluvia durante la mitad de la temporada de lluvias, así como a diferentes factores que afectan la propagación de las bacterias en las aguas del río. Estos factores incluyen el movimiento Browniano de las moléculas de agua, la concentración de nutrientes y la absorción de nutrientes, la adhesión de bacterias en los sedimentos suspendidos y las biopelículas, las densidades de las bacterias replicativas y no replicativas y el movimiento de las bacterias con el objetivo de alimentarse. De hecho, todos estos factores se tienen en cuenta en los modelos clásicos usados para describir la dispersión de bacterias en sistemas dinámicos espacio-temporales (Zavala-Yoe *et al.*, 2020).

En el otro estudio realizado en el 2016, Castresana *et al.* (2018) midieron los niveles de CT y Bacterias Aerobias Mesófilas (BAM) en el área metropolitana de Puebla (zona 3) durante las temporadas seca y lluviosa. En este estudio, los niveles más altos de CT se encontraron durante la temporada seca (un promedio de 3.57×10^5 UFC/100 mL), mientras que los niveles más altos de BAM se encontraron durante la estación lluviosa (un promedio de 1.08×10^8 UFC/100mL). Aunque hubo una clara disminución en el contenido de CT fluvial desde 2013 hasta 2016 probablemente debido a las mejoras realizadas en las PTAR (Casiano-Flores *et al.*, 2016), la contaminación microbiológica fue todavía alta en el río Atoyac en 2016, superando 350 veces el nivel máximo permisible de 1000 NMP/100 mL establecido en la norma

mexicana (NOM-001-SEMARNAT, 1996). En la tabla 3 se presentan los valores máximos, mínimos y promedios de los niveles de CT y BAM reportados en ambos estudios.

Zona	Año		CT (MPN/100 ml)	BAM (CFU/100 ml)	Fuente
1 Río Zahuapan	2013	Promedio	1.49x10 ¹¹	-	Rodríguez-Tapia and Morales Novelo (2017)
	2013	Promedio	4.28x10 ⁹	-	"
	2013	Promedio	3.61x10 ¹¹	-	"
2 Río Atoyac	2013	Promedio	1.744x10 ¹¹	-	Rodríguez-Tapia and Morales Novelo (2017)
	2013	Promedio	6.06x10 ¹⁰	-	"
	2013	Promedio	3.78x10 ¹¹	-	"
3 Río Zona de Confluencia	2016	Promedio	2.35x10 ⁵	4.86x10 ⁷	Castresana et al, (2018)
	2016	Promedio	1.86x10 ⁵	3.03x10 ⁷	"
	2016	Promedio	2.84x10 ⁵	6.69x10 ⁷	"

Tabla 3. Valores máximos, mínimos y promedios de los niveles de CT y BAM en las aguas del río Atoyac.

4.7. Índices de calidad del agua

Varios artículos referenciados en esta revisión bibliográfica introducen algunos índices de calidad del agua como herramienta para calificar la calidad del río Atoyac. Martínez- Tavera *et al.* (2017) incluyeron algunos algoritmos para evaluar la calidad del agua del río. El primero, denominado APFRC (algoritmo para parámetros fisicoquímicos registrados en campo), incluye las mediciones de temperatura, pH, conductividad, OD, coeficiente de absorción espectral, potencial de oxidación-reducción y turbidez. El segundo algoritmo, denominado algoritmo de parámetros fisicoquímicos de laboratorio (APFL), tiene en cuenta parámetros de laboratorio como DBO₅, DQO y SST. Ambos algoritmos normalizan los valores de los parámetros fisicoquímicos determinados en una estación específica con los medidos en aguas prístinas de los ríos Atoyac y Zahuapan. Por lo tanto, valores de APFRC y APFL iguales a 0 indican una excelente calidad del agua, mientras que valores más altos de APFRC y APFL indican que la calidad del agua es mala. Los resultados de los dos algoritmos se correlacionaron entre sí y ambos proporcionaron valores máximos en la zona 3, que oscilan entre 93 y 505 para el APFRC y entre 4.8 y 96.8 para el APFL durante el periodo seco, y de 6.9 a 210 y 0.78 a 159 durante la temporada de lluvias para el APFRC y el APFL, respectivamente. En general, hubo una marcada estacionalidad,

donde todos los valores fueron más bajos durante la temporada de lluvias en cada zona, probablemente debido a la dilución de contaminantes por el agua de lluvia.

Además de los dos algoritmos, Martínez-Tavera (2016) también incluyó un índice de calidad de agua denominado ICA_{ATOY} , que se basó únicamente en los parámetros de campo incluidos en el APFRC (esto debido a la correlación altamente significativa encontrada entre los valores del APFRC y del APFL). Este índice incluyó cuatro categorías de calidad del agua: i) no contaminada, ii) moderadamente contaminada, iii) contaminada y, iv) muy contaminada. De hecho, las aguas de las estaciones situadas en la zona 3 obtuvieron la peor clasificación. Se clasificaron como contaminadas durante la temporada húmeda y entre contaminadas y muy contaminadas al final de la temporada seca.

Hernández-Ramírez *et al.* (2019) también presentaron varios métodos para medir la calidad del agua del Atoyac, incluyendo el Índice Global de Contaminación (IGC) y el Índice de Evaluación de Metales Pesados (IEMP). El IGC establece intervalos de concentración para cada parámetro físico-químico y asigna un valor numérico para cada parámetro (índice de contaminación) mediante una ecuación. Por último, el IGC se calcula como el promedio de los índices de contaminación para cada parámetro (Sargaonkar y Deshpande, 2003), clasificando el agua como excelente, aceptable, ligeramente contaminada, contaminada y altamente contaminada. Hernández-Ramírez *et al.* (2019) clasificaron todas las estaciones del río Atoyac (una estación en la zona 2 y tres estaciones en la zona 3) como contaminadas durante ambas temporadas, lo que sugiere que el grado de contaminación se debe a los elevados valores de pH, turbidez y DBO_5 .

Por otro lado, Hernández-Ramírez *et al.* (2019) estimaron el IEMP en función del contenido de metales pesados en las aguas, normalizando la concentración de cada elemento con las concentraciones permisibles establecidas en una clasificación oficial realizada para los ríos Atoyac y Xochiac (DOF, 2011). Los valores del IEMP se clasificaron en 3 categorías i) baja contaminación (0-9), ii) mediana contaminación (9-18), y alta contaminación (>18). De esta manera, la estación ubicada en la zona 2 mostró una alta contaminación durante la temporada de lluvias y mediana contaminación

durante la temporada seca mientras que las estaciones ubicadas en la zona 3 mostraron valores bajos de IEMP durante ambas estaciones (Hernández-Ramírez *et al.*, 2019), lo cual es opuesto a las concentraciones de metales reportadas por otros autores.

5. Evaluación integrada de los sedimentos del fondo del río

5.1. Contenido mineral y distribución del tamaño de los granos

Los sedimentos del fondo del sistema fluvial del Atoyac están compuestos principalmente por feldespato potásico, plagioclasa, piroxenos, anfíboles, biotita, cuarzo y olivino en niveles de trazas; sin embargo, la plagioclasa domina como el mineral más abundante (Shruti *et al.*, 2017a). La presencia de estos minerales primarios y los bajos índices de alteración química reportados por Shruti *et al.* (2017a) indican que estos sedimentos inmaduros han sido sometidos a regímenes de baja intensidad de erosión, lo que es típico de las regiones montañosas tectónicamente activas, donde la erosión mecánica de los suelos domina sobre la erosión química (régimen de erosión de reacción limitada). Los sedimentos del fondo de los ríos Zahuapan y Atoyac (zonas 1 y 2) están compuestos, en más de un 72 % por arenas (Juárez-Santacruz *et al.*, 2013; Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2018). Por lo tanto, el contenido de las fracciones más finas es relativamente bajo (aproximadamente un 6 %-limos y 10 %-arcillas en los sedimentos del Zahuapan, y 11 %-limos y 3 %-arcillas en los sedimentos del Atoyac) (Juárez-Santacruz *et al.*, 2013; Shruti *et al.*, 2017a). Por otro lado, los sedimentos del Atoyac después de la confluencia Atoyac-Zahuapan tienen un mayor contenido de partículas de tamaño fino (aproximadamente 60 %-arenas, 30 %-limos y 10 %-arcillas), mientras que el material del fondo de la presa de Valsequillo tiene más del 79 % de arcilla y limo y el resto del sedimento está compuesto por agregados de tamaño grueso (Shruti *et al.*, 2017a; Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2018).

5.2. Elementos principales y trazas en los sedimentos del fondo

La tabla 4 resume las concentraciones promedio de elementos mayores y de varios elementos traza en los sedimentos del fondo del sistema del río Atoyac reportados durante los últimos años. Es importante señalar que el estudio realizado por Shruti *et al.* (2017a) reportó concentraciones más altas para todos los elementos en todas las zonas en comparación con los otros estudios. Esto se debe a la digestión total del sedimento realizada en este estudio, que a diferencia de la digestión parcial, esta rompe la estructura de los aluminosilicatos utilizando ácido fluorhídrico y disuelve todo el contenido de metales y metaloides del sedimento. Es bien conocido que la erosión de las cuencas volcánicas ejerce un papel clave en la composición química de los sedimentos, porque los sedimentos fluviales son heredados de las rocas volcánicas (Sindern *et al.*, 2016). Además, el contenido de metales pesados y elementos traza en los sedimentos está fuertemente influenciado por las fuentes antropogénicas porque los iones positivos de los metales traza liberados a los ríos tienen una fuerte afinidad con los grupos hidroxilos negativos de las arcillas y la materia orgánica particulada (Viers *et al.*, 2009). En este sentido, el contenido de elementos mayores y traza en los sedimentos del sistema Atoyac está principalmente influenciado por fuentes geogénicas (volcanismo regional) y por perturbaciones inducidas por los humanos (Morales-García *et al.*, 2017). En general, con la excepción del Ca, las concentraciones de los elementos mayoritarios en los sedimentos del fondo de la cuenca del Atoyac son similares a los encontrados en los sedimentos de otros ríos urbanos contaminados que drenan de regiones volcánicas (Sindern *et al.*, 2016). No obstante, como las concentraciones de los elementos trazas en los sedimentos dependen en gran medida del grado de contaminación y/o de su abundancia en los efluentes de aguas residuales, algunos elementos como el Cr, el Ni, el Cu, el Zn, el As y el Pb pueden considerarse bajos en comparación con los sedimentos fluviales de ciertas zonas volcánicas (Sindern *et al.*, 2016), pero altos en comparación con otros (Mariyanto *et al.*, 2019).

Comparando los elementos contenidos en sedimentos de diferentes zonas con metodologías similares (digestión parcial o total), las zonas 1 y 2 muestran concentraciones promedio similares para casi todos los elementos,

y solo las concentraciones de Mn son dos veces mayores en los sedimentos del Río Zahuapan utilizando la digestión parcial. Sin embargo, la zona 3 muestra aumento de las concentraciones de Ca, S, P, As, Zn, Pb y Cu, que han sido asociados al entorno volcánico y a un mayor aporte de lixiviados agrícolas y efluentes industriales en esta zona (Shruti *et al.*, 2017a; Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2018). En general, los autores relacionan el contenido de Ca y Sr en los sedimentos con minerales como Ca-carbonatos y plagioclasas debido a la coocurrencia de estos elementos en ambos minerales (Jacobson *et al.*, 2002). Sin embargo, debido a los niveles crecientes de temperatura, pH y concentraciones de Ca por la escorrentía agrícola y urbana, la calcita puede precipitar aguas abajo, aumentando el contenido de Ca en los sedimentos de la zona 3 (Tabla 4). Este aumento de Ca también favorece las concentraciones elevadas de P en los sedimentos de esta zona, donde el P procedente de las aguas residuales se absorbe principalmente en los sedimentos ricos en carbonatos de Ca (Rodríguez-Espinosa *et al.*, 2018).

Shruti *et al.* (2017a) señalaron que el contenido de S en los sedimentos fluviales del Atoyac tiene su origen en la erosión de piritas y rocas máficas de origen volcánico. Estos autores también encontraron una correlación entre S y Mo en los sedimentos. Esto se debe probablemente a la formación del ion MoS_4^{2-} bajo condiciones anóxicas, que tiende a ser absorbido por sulfuros de Fe (Smedley y Kinniburgh, 2017). Del mismo modo, el bajo contenido de As en el agua y la correlación encontrada por Rodríguez-Espinosa *et al.* (2018) entre As, Cu, Pb, Zn y S en sedimentos sugieren la precipitación de As y otros sulfuros metálicos (PbS , ZnS y CuS) en sedimentos anóxicos (Peltier *et al.*, 2005; Weiner, 2007) y/o la sorción de As en los minerales de sulfuro (Bostick y Fendorf, 2003). Aunque estos elementos trazas pueden precipitar en sedimentos anóxicos como sulfuros, Shruti *et al.* (2017a) indicaron que estos se originan en diferentes fuentes como la litología regional, las emanaciones volcánicas (cenizas volcánicas y gases), productos agrícolas (pesticidas y fertilizantes) y aguas residuales procedentes de las industrias textil (tintes), de pinturas y de galvanización. Además, Morales-García *et al.* (2017) sugirieron que los gases de escape de los automóviles en las carreteras cercanas al cauce del río aumentaron las concentraciones de Pb aguas abajo. Sin embargo, debido a la eliminación de la gasolina con

plomo en México durante 1997 (Cortez-Lugo *et al.*, 2003), sugerimos que las fuentes antropogénicas principales de Pb son debidas a la contaminación agrícola e industrial.

Otros elementos antropogénicos en los sedimentos podrían ser Cr y Ni. Shruti *et al.* (2017a) señalan que la no asociación de Cr, Pb y Ni con otros elementos geogénicos indica su origen antrópico, principalmente debido a las industrias de galvanoplastia. Morales-García *et al.* (2017) sugieren un grupo geogénico que incluye Mg, K y los elementos trazas Ba, Cd, Mn, Sr y V. Estos elementos mostraron una fuerte correlación con Al y Fe, demostrando sus fuentes litogénicas. En general, Shruti *et al.* (2017a) indicaron que, a excepción del Ti, todos los elementos (incluidos el Co y Zr) mostraron una relación positiva con el contenido de arcillas en sedimentos. Como se comentó anteriormente, esto es una fuerte evidencia de que tanto elementos litogénicos como antropogénicos están ligados a las arcillas, mientras que el Ti está más relacionado con las arenas finas porque está presente en minerales inusualmente (Johnsson *et al.*, 1991). Es importante mencionar que aunque estos estudios no midieron el contenido de materia orgánica particulada en los sedimentos, Juárez-Santacruz *et al.* (2013) reportaron que el contenido de materia orgánica en los sedimentos del fondo de los ríos Zahuapan y Atoyac es de 1.34 % y 5.38 %. Por lo tanto, debe haber una fracción notable de elementos trazas absorbidos en las partículas orgánicas, dada la alta carga de aguas residuales urbanas pobremente tratadas (con alto contenido de materia orgánica particulada) que recibe el río.

Shruti *et al.* (2017b) muestrearon el sedimento de la zona 3 haciendo una perforación de núcleo. Estos autores no encontraron variaciones en el núcleo de Al, K, P, S, V, Zn y Cd, lo que podría sugerir un largo período de sedimentación antropogénica. De hecho, solo los elementos (Fe, Mn y Cr) mostraron un aumento en los sedimentos superficiales, probablemente debido a la precipitación de sulfuros de Fe y a la coprecipitación y/o absorción de Mn (y tal vez Cr) en los Fe-sulfuros (Billon *et al.*, 2001).

Zona	Año		Al	Fe	Ca	Mg	Na	K	Ti	S	P	Sr	Mn
1 Río Zahuapan	2007	Promedio	-	3302	-	-	-	-	0.67	-	4.66	-	576
	2013	Promedio	1.78	2.16	0.95	0.49	0.24	0.15	0.18	0.10	500	73	294
	2013*	Promedio	8.83	3.63	3.24	1.23	2.65	1.30	0.36	0.091	523	487	618
2 Río Atoyac	2013	Promedio	1.73	1.66	0.73	0.28	0.27	0.11	0.17	0.13	500	70	159
	2013*	Promedio	8.34	3.58	3.44	1.84	2.69	1.32	0.37	0.11	603	429	651
	2009	Promedio	1.09	0.83	0.0078	0.134	-	0.0046	-	-	-	897	138.4
3 Zona de confluencia	2013	Promedio	-	2.15	15.7	-	-	0.59	0.30	-	-	668	407
	2013	Promedio	1.33	1.66	4.9	0.49	0.25	0.11	0.10	0.34	1600	220	219
	2013*	Promedio	6.19	3.05	8.41	1.56	2.24	1.03	0.32	0.41	1700	548	532
	2015**	Promedio	2.86-3.42 (range)	1.34	3.55	1.08	-	0.745	-	0.139	40-50 (range)	435	45.1
4 Presa Valsequillo	2009	Promedio	5.3	1.92	0.124	0.226	-	0.0085	-	-	-	3371	542
	2013	Promedio	5.32	3.37	1.85	0.70	0.15	0.27	0.13	0.80	800	83	617

Ba	Cr	Zn	V	Zr	Ni	Pb	Cu	Co	Mo	As	Ca	# De muestras	Fuente
-	68.1	67.8	86.3	-	27.6	14.2	17.3	13.4	-	1.88	0.09	8	Soto-Cruz et al. (2011)
103	122	92	65	19	19	9	13	8	5	2.63	-	12	Rodríguez -Espinoza et al. (2018)
408	468	122	84	123	39.4	14	15	16	5.2	4	-	12	Shruti et al. (2017a)
70	128	62	53	14	22	12	14	5	9	2	-	8	Rodríguez -Espinoza et al. (2018)
299	287	87	86.6	99	57	15.6	15.4	16.8	10.3	3.33	-	8	Shruti et al. (2017a)
1194	24.5	31.5	30.9	-	14.4	27.1	10.2	8.42	-	0.16	2.58	6	Morales-García et al. (2017)
417	-	89.6	-	169	-	-	54.8	-	-	-	-	1	Aburto -Medina et al. (2017)
90	111	204	47	5	29	21	53	7	6	3.35	-	11	Rodríguez -Espinoza et al. (2018)
286	247	236	83	70.8	53.4	34	56	15.5	9.9	5.4	-	11	Shruti et al. (2017a)
203	30	76	-	88	-	11	-	-	-	-	4	1	Shruti et al. (2017a)
229	60	97	60	-	40	16	35	17	-	1.9	8.73	11	Morales-García et al. (2017)
100	104	92	63	36	46	14	29	16	10	4.49	-	18	Rodríguez -Espinoza et al. (2018)

* Las muestras de sedimentos recopiladas por Shruti et al. (2017a) fueron sujetas a digestión total.

Las otras muestras de sedimentos fueron digeridas parcialmente.

** Las concentraciones elementales en los sedimentos reportados por Shruti et al. (2017b) corresponden a la perforación de núcleo.

Tabla 4. Concentraciones promedio de elementos mayoritarios y trazas en los sedimentos del río Atoyac. Las concentraciones del Al al S están en % y del P al Cd están en µg/g.

En cuanto a los sedimentos de la presa, Morales-García *et al.* (2017) mostraron que el mayor contenido de Al y elementos trazas (Ba, Mn, As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Mn, Sr, V y Zn) en los sedimentos del fondo del sistema Atoyac estaba presente en la presa de Valsequillo. Esto se debe a la sedimentación

de material de grano fino (arcillas) en este entorno léntico, el cual es un importante medio de transporte de elementos trazas litogénicos y antropogénicos. Además, las concentraciones más elevadas de casi todos los elementos se encuentran en los sedimentos del fondo de la parte central de la presa, un lugar donde las velocidades de sedimentación podrían estar en su máximo nivel. Rodríguez-Espinosa *et al.* (2018) informaron de un elevado nivel de material fino en los sedimentos del fondo de la presa (79.1 %) y mayores concentraciones de Al, Fe, K y S en comparación con las otras secciones. Sin embargo, estos autores encontraron que solo los elementos trazas Mn, As, Co, Ni, Sc y Zr mostraron las mayores concentraciones en los sedimentos de la presa en comparación con otras estaciones situadas en las zonas 1, 2 y 3.

5.3. Índices de acumulación/enriquecimiento de elementos principales y trazas

Con el objetivo de evaluar los niveles de contaminación de algunos elementos mayoritarios y trazas en los sedimentos del fondo del sistema del río Atoyac, varios autores han calculado varios índices como el índice de geoacumulación (I_{geo}), el factor de enriquecimiento (FE) y el Índice de Carga de Contaminación (ICC). Estos índices se han calculado comparando el contenido de metales en las muestras de sedimentos contaminados con los sedimentos fluviales recolectados en zonas montañosas no contaminadas de las cuencas altas del Atoyac y Zahuapan. El I_{geo} se basa en la normalización de la línea base y establece siete clases de sedimentos que van desde no contaminados (clase 0) a extremadamente contaminados (clase 6), mientras que el FE se basa en la normalización con Al y también establece siete clasificaciones de sedimentos. Según el I_{geo} , Morales-García *et al.* (2017) informaron que los sedimentos de la zona de confluencia y de la presa de Valsequillo están moderadamente contaminados (clase 2) con K, As, Cu, Mn, Pb y Zn y de moderadamente a fuertemente contaminados (clase 3) con As y Pb, mientras que algunos sectores mostraron sedimentos de fuertemente a extremadamente contaminados con Pb (clase 5). Además, estos autores indicaron que todos los elementos medidos tenían valores de FE superiores a 1.5 en los sedimentos de ambas zonas, lo que sugiere una fuerte influencia humana. De hecho, los elementos Mg, Ca, As, Co, Pb, V y Zn mostraron un enriquecimiento moderado ($FE = 3-5$), mientras que Ca,

Pb y Sr mostraron un enriquecimiento moderadamente severo ($FE = 5-10$). Otros estudios también han calculado el I_{geo} y el FE de los sedimentos del fondo del río Atoyac, describiendo el grado de contaminación en cada zona (Tabla 5). Resumiendo, los elementos que han mostrado la mayor acumulación y/o enriquecimiento en los sedimentos del Atoyac fueron el S y el Ca, probablemente debido al aporte volcánico a través de procesos atmosféricos / erosión-deposición (Shruti *et al.*, 2017a) y procesos de erosión-precipitación de carbonatos de Ca, respectivamente. Otros elementos altamente acumulados/enriquecidos como P, Cu, Pb, Zn y Mo provienen de la escorrentía agrícola y de la entrada de aguas residuales industriales y urbanas. Ciertamente, los sedimentos de la zona 3 mostraron la mayor acumulación/enriquecimiento de elementos mayoritarios y traza de las zonas fluviales, porque esta zona concentra los principales desarrollos urbanos e industriales de la cuenca.

Zona	Año	Clase 1	Clase 2	Clase 3
		I_{geo} De no contaminación a moderadamente contaminado $I_{geo} = [-]$	$I_{geo} = 1 - 2$ Moderadamente contaminado	De moderadamente contaminado a fuertemente contaminado $I_{geo} = 2 - 3$
		FE Enriquecimiento menor FE = 1 - 3	Enriquecimiento moderado FE = 3 - 5	Enriquecimiento moderadamente severo FE = 5 - 10
1 Río Zahuapan	2013	I_{geo} Ca, Na, P, Cr, Pb, An	Pb, Mo, S	S
		FE		Ca, Na, Cr, Pb, Zn
	2013	I_{geo} Fe, Ca, Mg, Na, K, P, S, Ag, As, Co ₂ , Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn, Zr	S, Pb	Zn
		FE Zn, Mo, Cr, Sr, V	S, Pb	
2 Río Atoyac	2013	I_{geo} Cu, Pb, Zr	S	S
		FE	Pb	
	2013	I_{geo} Mg, S, As, Cr, Cu, Pb, Zn	S, Cr	S, Mo
		FE Pb, Mu, Cr, Cu, Zn	S	
3 Río Zona de Confluencia	2013	I_{geo} Ca, P, Cu, Mo, Pt, Sr, Zn	Ca, P, Cu, Pb, Sr, Zn	Ca, S, Pb, Zn
		FE		
	2013	I_{geo} Ca, Mg, P, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr, V, Zn	Ca, P, S, Ag, As, Cu, Mo, Pb, Zn	Ca, P, S, Ag, Cu, Pb, Zn
		FE As, Cr, Sr, Ni, V	Mo	Cu, Pb, Zn
	2013	I_{geo} Mg, Pb, Zn, Zr	Ca, Mg, K, Zr	S, Cd, Sr
		FE Pb, Zn	Mg, Zr	Ca, K, S, Cd, Sr
4 Presa Valsequillo	2013	I_{geo} Al, Fe, K, P, Mn, As, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn	P, As, Cu, Pb	
		FE		

Clase 4 Fuertemente contaminado $I_{geo} = 3 - 4$	Clase 5 De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado $I_{geo} = 4 - 5$	Clase 6 Extremadamente contaminado $I_{geo} = > 5$	Fuente
Enriquecimiento suave FE = 10 - 25	Enriquecimiento muy severo FE = 25 - 30	Enriquecimiento extremadamente severo FE > 30	
S, Mo	-	-	Rodríguez Espinosa <i>et al.</i> (2018)
S			Shruti <i>et al.</i> (2017a)
S			Rodríguez Espinosa <i>et al.</i> (2018)
			Shruti <i>et al.</i> (2017a)
Ca, S	S		Rodríguez Espinosa <i>et al.</i> (2018)
P, Cu, Pb, Sr, Zn	Ca	S	
S, Pb	S		Shruti <i>et al.</i> (2017a)
		S	
Cd			Shruti <i>et al.</i> (2017a)
	S	S	Rodríguez Espinosa <i>et al.</i> (2018)
	S		

Tabla 5. I_{geo} y FE de los elementos mayoritarios y trazas reportados por varios autores en sedimentos del fondo de la cuenca del río Atoyac. Los elementos que recaen en la clasificación de la línea base (no contaminados para I_{geo} y no enriquecimiento para FE) fueron omitidos.

Varios autores también introdujeron el ICC, que es un índice que determina el grado de contaminación por elementos trazas en sedimentos respecto a valores de línea base. Este índice indica condiciones de contaminación de los sedimentos por arriba de 1, lo que sugiere una mayor contaminación. Shruti *et al.* (2017a) informaron de valores promedios de ICC de 1.15, 1.07 y 1.17 para las zonas 1, 2 y 3 respectivamente, Rodríguez-Espinosa *et al.* (2018) calcularon valores promedios de ICC de 1.00, 0.92, 1.11 y 1.50 para las zonas 1, 2, 3 y 4 respectivamente, mientras que Morales-García *et al.* (2017) encontraron valores de ICC inferiores a 1 para casi todos los sedimentos fluviales, pero valores que oscilaban entre 1.42 y 2.18 para los sedimentos de la presa. Estos resultados indican que los sedimentos de las zonas 1, 2

y 3 estaban moderadamente contaminados, mientras que los sedimentos de la presa de Valsequillo presentaban una importante contaminación por elementos trazas.

5.4. Microplásticos en los sedimentos fluviales

Un estudio reciente realizado por Shruti *et al.* (2019) mostró la distribución, color, forma y textura de los microplásticos en muestras de sedimentos de la cuenca del río Atoyac colectados durante el 2013. El contenido de microplásticos se reportó en ítems por kg de sedimento seco (ítems/kg) en las cuatro zonas. El contenido de microplástico varió entre 66.67 y 400 ítems/kg (con una media de 181.48 ítems/kg) en los sedimentos del río Zahuapan, entre 100 y 400 ítems/kg en los sedimentos del río Atoyac en la zona 2 (con una media de 226.66 ítems/kg), entre 66.67 y 333.33 ítems/kg en los sedimentos de la zona de la Confluencia (con una media de 208.33 ítems/kg) y entre 33.33 y 166.67 ítems/kg en los sedimentos de la presa de Valsequillo (con un promedio de 81.82 ítems/kg). Los autores atribuyeron el elevado contenido de microplásticos en la zona 3 a la alta densidad de población y a las numerosas industrias de la ciudad de Puebla. En general, los tipos de microplásticos identificados fueron 25.9 % películas, 22.2 % fragmentos, 14.8 % fibras y 11.1 % pellets (creemos que el 26 % restante no se identificó). Estos autores afirmaron que los fragmentos y las películas proceden de la descomposición de bolsas plásticas, contenedores de plástico y material de embalaje, mientras que las fibras pueden proceder principalmente de la industria textil (fibras textiles), que está muy extendida en la región (Shruti *et al.*, 2019). La presencia de un alto contenido de fibras procedentes de la industria textil puede desencadenar graves problemas ambientales en la biota acuática de la presa de Valsequillo. Un estudio reciente indicó que estas fibras se acumulan en el tracto gastrointestinal de los peces de la presa (*Oreochromis niloticus*) usados para el consumo humano, donde el 53.67 % de las fibras encontradas se consideraron plásticos (poliamida, poliéster y celulosa sintética) y el 33.33 % fueron celulosa natural como el algodón y el lino (Martínez- Tavera *et al.*, 2021).

Shruti *et al.* (2019) también clasificaron los microplásticos en los sedimentos del fondo por su color. Encontraron que el 49 % de los microplásticos eran blancos, el 16 % azules, el 5 % marrones y el 30 % restante de otros co-

lores. Por último, encontraron a través del análisis de espectroscopía de rayos X de energía dispersiva, que los elementos mayoritarios y varios trazas, como el Pb, el Zn, el Ni y el Cr, están contenidos en la superficie de los microplásticos. De hecho, esto coincide con el contenido de estos elementos en los sedimentos, ya que el Pb, el Zn, el Ni y el Cr son los elementos trazas más enriquecidos/acumulados en los sedimentos del fondo (Tabla 5).

5.5. Sustancias orgánicas antropogénicas y contaminación microbiológica

El estudio de Juárez-Santacruz *et al.* (2013) determinó las concentraciones de 41 congéneres de bifenilos policlorados (CBPs), isómeros (α , β y γ) de hexaclorociclohexano (HCH), hexaclorobenceno (HCB), 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)etileno (DDE) y 1,1,1-tricloro-2,2-bis(p-clorofenil)etano (DDT), Aldrin y Mirex en sedimentos del río Zahuapan (7 puntos de muestreo), del río Atoyac (3 puntos) y un punto después de la confluencia Zahuapan-Atoyac. En promedio, los sedimentos de los ríos Zahuapan y Atoyac mostraron concentraciones de 169 y 682 $\mu\text{g/kg}$ para CBPs, 294 y 223 $\mu\text{g/kg}$ para isómeros de HCH, 160 y 148 $\mu\text{g/kg}$ para HCB y 5.5 $\mu\text{g/kg}$ y valores no detectados para el DDE, respectivamente. Sólo dos muestras presentaron valores detectables para el DDT (18 y 19 $\mu\text{g/kg}$) en los sedimentos del Zahuapan. El sedimento colectado en la zona 3 mostró concentraciones de 648 $\mu\text{g/kg}$ para CBPs, 510 $\mu\text{g/kg}$ para isómeros de HCH, 450 $\mu\text{g/kg}$ para HCB y valores no detectados para DDE y DDT, mientras que los pesticidas Aldrin y Mirex no fueron detectados en ninguna de las muestras de sedimentos. Los autores indicaron que la concentración de CBPs y DDE en casi todas las muestras colectadas superaba las directrices canadienses sobre la calidad de los sedimentos para la protección de la vida acuática (ISQG, 2002), lo que sugiere que esos sedimentos estaban altamente contaminados por estos compuestos. Igualmente, los autores afirmaron que tanto los isómeros de HCH como el HCB procedían del amplio uso de pesticidas en la región y de las actividades industriales. Por otra parte, los autores propusieron que, aunque el DDT se dejó de utilizar como pesticida, su amplio uso en el pasado y su fuerte persistencia ambiental en suelos hace que la presencia de DDT y su metabolito (DDE) en esos sedimentos pueda ser residual (Hernández-Antonio y Hansen, 2011). Esto también puede explicar los bajos niveles de DDT (antes mencionados) en las aguas superficiales

(sección 4.4), donde la escorrentía de suelos agrícolas puede contribuir a la presencia de DDT en ambas matrices, la de sedimentos y la de agua.

Un estudio cualitativo de la diversidad bacteriana y la presencia de sustancias orgánicas antropogénicas en los sedimentos de la zona 3 fue realizado por Aburto-Medina *et al.* (2017) durante el año 2013. Este estudio indicó la presencia de compuestos como alcanos (C_{11} - C_{16}), fenoles, ésteres y ftalatos, entre otros. La diversidad bacteriana fue baja en los sedimentos, y sólo se encontraron miembros de la familia *Enterobacteriaceae* (Gammaproteobacterias). En concreto, las especies *Shigella*, *Escherichia Fergusonii* y *Escherichia coli* dominaron la comunidad bacteriana en los sedimentos del fondo.

6. Implicaciones de la contaminación del río Atoyac en la salud humana

Varias investigaciones han evaluado el riesgo para la salud humana debido a la contaminación de los ríos Zahuapan y Atoyac, así como la incidencia de enfermedades humanas en las zonas cercanas a los sitios más contaminados. Rodríguez-Tapia y Morales-Novelo (2017) encontraron un patrón de distribución de enfermedades del tracto digestivo a lo largo de los canales principales del Zahuapan y del Atoyac, donde la distancia entre los cauces de los ríos y la ocurrencia de enfermedades estaba entre 1.5 y 3 km. El estudio relacionó positivamente la incidencia de enfermedades gastrointestinales en poblaciones rurales con factores como el contenido de coliformes totales en el agua del río y la situación socioeconómica de los pacientes mediante un modelo de regresión múltiple. En este estudio, el municipio de Nativitas, ubicado cerca del río Zahuapan, registró el mayor número de casos anuales (79) y las tasas más altas de incidencia (2.78 %) de enfermedades gastrointestinales. De igual manera, las aguas del río Zahuapan en esta sección mostraron los niveles más altos de coliformes totales (36.1×10^{10} NMP/100 mL).

Aunque la contaminación del río Atoyac se ha relacionado con la incidencia de cáncer tanto en la población infantil como la adulta (Rodríguez-Tapia *et al.*, 2012) ya que algunos de los contaminantes encontrados en este río pueden ser cancerígenos (Valencia-Quintana *et al.*, 2011), hasta donde sabemos no existe ningún estudio científico que relacione la contaminación

del río con la incidencia de enfermedades cancerígenas. Sin embargo, un estudio reciente realizado por López-Vargas *et al.* (2018) ha evaluado el índice de estrés oxidativo (IEO) y la capacidad antioxidante (CAT) en niños de edad escolar que viven en la orilla del río, de los cuales el primero está relacionado con varias enfermedades incluyendo el cáncer. Este estudio demostró que los niños que vivían a las orillas del río mostraron casi la mitad de los valores de CAT y valores dos veces más altos de IEO que los niños que vivían a una mayor distancia del río. Del mismo modo, los niños que vivían en ambas comunidades mostraron valores elevados de metabolitos de BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) en la orina. En concreto, el 26 %, el 15 % y el 5 % de los niños que vivían a las orillas del río mostraron una concentración de metabolitos de tolueno, xileno-benceno y etilbenceno, respectivamente, que superaban el índice de exposición biológica, mientras que el 12 %, el 18 % y el 27 % de los niños que vivían en una comunidad lejana mostraron niveles de los mismos metabolitos que superaban el índice citado. Los autores también confirmaron la alta concentración de BTEX en el aire en estas comunidades y sugirieron que estos compuestos orgánicos volátiles se originaban en el agua del río Atoyac.

Además, en un estudio de Catalán-Vázquez *et al.* (2018) realizado en Santa Ana Xalmimilulco (una comunidad ubicada a 1 km de uno de los mayores corredores industriales que descargan residuos industriales al río Atoyac), los autores indicaron que la tasa de mortalidad entre mujeres en el grupo de 15 a 64 años era significativamente mayor que la tasa nacional. Los mismos autores también afirmaron que la tasa de mortalidad neonatal ha mostrado incrementos anómalos en comparación con las comunidades más alejadas de este corredor industrial (a 7 km del río). Sin embargo, estos indicadores pueden estar asociados a la contaminación del aire más que a la contaminación del agua del río.

Una preocupación importante que concierne a la salud humana en las zonas cercanas a estos ríos es el consumo de aguas subterráneas. Dado que las aguas del Atoyac se utilizan para el riego de cultivos, esta agua es conducida a través de canales no revestidos y la infiltración de aguas residuales puede producirse en los acuíferos poco profundos, lo que supone una amenaza para los consumidores. En un estudio de evaluación de riesgos realizado en un pueblo agrícola (Emilio Portes Gil) cercano al río Atoyac

(zona 3), Castresana *et al.* (2019) encontraron concentraciones de Fe, Ni, Al y Pb que superaban los límites máximos permisibles para el consumo humano según la norma mexicana de agua potable NOM-127 (DOF, 2000). Utilizando el índice de riesgo de cáncer, los autores indicaron un alto riesgo de padecer enfermedades cancerígenas en los grupos de niños y adolescentes que consumían aguas de manantial. El riesgo aumentó durante la temporada seca debido a las mayores concentraciones de metales pesados disueltos durante estos periodos. Los autores señalaron que las altas concentraciones de Pb y Cr eran responsables de los valores más elevados de los índices de riesgo de cáncer y sugirieron que ambos metales pesados podrían proceder de la infiltración de aguas residuales y efluentes en el acuífero poco profundo.

Por último, una cuestión importante sobre el estado de salud de la población que vive en la cuenca del Atoyac es la contaminación de los suelos y los alimentos con compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos, debido a la irrigación con aguas residuales no tratadas. Un estudio realizado en suelos agrícolas de la cuenca del Atoyac demostró que estos suelos estaban contaminados con Cd y Cr, y que esos metales pesados representan un riesgo para los adultos varones que habitan en esa zona (Castro-González *et al.*, 2017). De hecho, este estudio determinó que el índice de peligro (que es la suma del cociente de peligro para cada elemento medido), indicó que existe un alto riesgo para la población (hombres y mujeres adultos) de desarrollar enfermedades no cancerosas, siendo el contacto dérmico la principal vía de exposición. Del mismo modo, en un estudio más reciente los mismos autores indicaron que el consumo de leche derivada de vacas alimentadas con forraje regado con agua del Atoyac representaba un alto riesgo de padecer enfermedades no cancerosas en niños debido a las elevadas concentraciones de As en la leche (Castro-González *et al.*, 2019b). Además, el riesgo de padecer enfermedades cancerígenas en niños (ambos sexos) debido al consumo de leche era muy elevado (alto riesgo total de cáncer) debido a las elevadas concentraciones de Cr y As en la leche, que se transfieren de las aguas residuales a los suelos, de los suelos al forraje, del forraje a las vacas y, finalmente, de las vacas a la leche.

7. Observaciones finales

El río Atoyac ubicado en los estados de Tlaxcala y Puebla presenta características físicas, químicas y microbiológicas que lo definen como un río urbano fuertemente contaminado. Las elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable y el alto contenido de microorganismos conducen a condiciones anóxicas en el agua, que dificultan la vida de los vertebrados en el sistema y promueven fuertes condiciones reductoras en las aguas y los sedimentos. La contaminación bacteriológica en el sistema es extremadamente alta, con valores que superan 350 veces el nivel permitido de coliformes totales requerido por la norma mexicana.

Las elevadas concentraciones de varios elementos como Al, Fe, Zn, Pb, Cr, y Cu en las aguas superficiales se relacionan con las actividades agrícolas e industriales, que incluyen procesos de galvanización, pintura y ferroaleaciones. Aunque el tema de los PhACs y los productos de cuidado personal en el sistema del Atoyac no ha sido bien documentado, se encontraron concentraciones considerables de Triclosán, Naproxeno y Diclofenaco, lo que sugiere la presencia de otros PhACs en concentraciones significativas. Del mismo modo, se han encontrado niveles considerables de pesticidas y otros biocidas tanto en las matrices de agua como en las de sedimentos, debido a la intensiva agricultura en la cuenca. Las condiciones reductoras de las aguas conducen a la precipitación de sulfuros de elementos trazas en los sedimentos. En general, los sedimentos del fondo del río están enriquecidos en S, P, Ca, Cu, Pb, Zn, As y Cr. El S y el Ca pueden estar enriquecidos debido a la precipitación de sulfuros y calcita, respectivamente, así como a los procesos de erosión-deposición del material litogénico y las emanaciones volcánicas. Sin embargo, los demás elementos se derivan principalmente de la escorrentía de las tierras agrícolas y de las aguas residuales urbanas e industriales. Las fibras derivadas de la industria textil son el tipo de microplástico más abundante en los sedimentos.

Aunque el Zahuapan y el Atoyac aguas arriba de la confluencia están también altamente contaminados, la zona 3 de la cuenca muestra los niveles más altos de pH, conductividad, SDT, turbidez, DBO₅, DQO, con las menores concentraciones de oxígeno disuelto y las mayores concentraciones de

Al, Fe, Zn Ni, Cr, Co y As en las aguas superficiales. Del mismo modo, los sedimentos de esta zona también mostraron un alto contenido de microplásticos y tienen la mayor acumulación de S, Ca, P, As, Cu, Zn, Mo y Pb en comparación con sedimentos ribereños de las zonas 1 y 2. Los sedimentos del fondo de la presa de Valsequillo tienen los niveles más altos de elementos mayoritarios y elementos trazas de toda la cuenca debido a la sedimentación de material de tamaño de grano fino. Debido al considerable aporte del contenido de nutrientes de las aguas residuales, la presa de Valsequillo muestra signos de eutrofización como la sobresaturación de oxígeno disuelto en varios periodos.

Esta contaminación exacerbada también ha supuesto una amenaza para la población que vive en las zonas adyacentes. El registro de patologías como enfermedades gastrointestinales, enfermedades relacionadas con el cáncer y niveles elevados de biomarcadores de cáncer en niños y adultos, demostró que la contaminación fluvial es un importante problema que afecta la salud humana de las poblaciones rurales que residen en las zonas ribereñas. Del mismo modo, se ha comprobado que el consumo de aguas subterráneas en lugares donde el agua del río se emplea para el riego de cultivos, el contacto directo con suelos irrigados por agua del río y el consumo de productos derivados de tierras regadas con agua del río, suponen un grave riesgo para el ser humano, debido a la posible aparición de enfermedades tanto no cancerosas como cancerosas.

Aunque son pocos los estudios que documentan el riesgo para la salud humana por la ingestión de metales pesados debido al riego de suelos agrícolas con agua del río Atoyac que contiene aguas residuales, hasta donde sabemos, no se ha investigado sobre la acumulación de compuestos disruptores endocrinos y sustancias orgánicas carcinogénicas en tierras de cultivo regadas con aguas residuales industriales y urbanas del río Atoyac. Dado que los productos farmacéuticos, los disruptores endocrinos y otros compuestos orgánicos tóxicos pueden acumularse en las plantas (Shenker *et al.*, 2011; Briones *et al.*, 2016; Kumari y Kaur, 2020), se debería de llevar a cabo una evaluación sistemática de la biomagnificación de estos compuestos y el riesgo humano asociado a estos en los cultivos comestibles regados con aguas de este río altamente contaminado.

Aunque este artículo ofrece una visión sistemática de los principales contaminantes detectados en las aguas del río Atoyac y sus afluentes durante los últimos 10 años, también demuestra los vacíos de información en algunos temas ambientales y de salud, que preocupan a las comunidades que viven en las zonas más vulnerables. Uno de los problemas más inquietantes es la escasez de información sobre pesticidas y varios contaminantes orgánicos como los PhACs y los productos de cuidado personal en las aguas superficiales y subterráneas de las zonas fluviales y agrícolas regadas con estas aguas altamente contaminadas. Por lo tanto, es necesario llevar a cabo estudios de monitoreo (que incluyan el agua, los suelos y los cultivos) para detectar una gama más amplia de compuestos y determinar el destino de la mayoría de ellos en este sistema.

Otro tema de interés es el estudio de la ocurrencia de elementos tecnológicos en las aguas fluviales y los cultivos. Estos elementos, que incluyen el Ga, Ge, In, Te, Nb, Ta y el Tl, los elementos del grupo del platino y varios elementos del grupo de tierras raras, que se utilizan en el desarrollo de tecnologías emergentes clave, como dispositivos médicos, la electrónicos y autopartes. Por consiguiente, debido al acelerado crecimiento industrial en la cuenca del Atoyac, algunos de estos elementos tecnológicos pueden estar contenidos en los efluentes de aguas residuales provenientes de los sectores industriales, aumentando la contaminación y toxicidad en las aguas fluviales y en los cultivos. Un caso especial puede ser el contaminante emergente Gd, que se utiliza como agente de contraste en la resonancia magnética y puede ser liberado a los cuerpos de agua receptores a través de los efluentes de las aguas residuales de los hospitales.

Por último, es obligatorio llevar a cabo acciones prioritarias y emprender políticas públicas destinadas a reducir o eliminar las potenciales fuentes de contaminación puntuales y no puntuales que afectan al río Atoyac y sus afluentes. Estas pueden incluir el uso restringido de pesticidas, biocidas y agroquímicos en las tierras agrícolas, la modernización de las PTAR municipales en los estados de Puebla y Tlaxcala y el establecimiento de programas de monitoreo de los efluentes industriales para sancionar a los responsables de las descargas ilegales en los cuerpos receptores de agua. De acuerdo con la ley mexicana, las industrias están obligadas a cumplir con las normas ambientales al descargar aguas residuales en los cuer-

pos de agua y en las zonas costeras. Además, se requiere una revisión del plan de saneamiento de los ríos para desarrollar opciones de planificación de los sistemas de saneamiento que incluyan tecnologías novedosas y disponibles.

DECLARACIÓN DE CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses financieros o relaciones personales que pudieran influir en el trabajo presentado en este documento.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Cristina Moreau por su apoyo en la realización del mapa de la cuenca del río Atoyac. Los comentarios constructivos de tres revisores anónimos mejoraron considerablemente este manuscrito.

Referencias

- Aburto-Medina, A., Ortiz, I., Hernández, E., 2017. Prevalence of Enterobacteriaceae and contaminants survey in sediments of the Atoyac River. *Tecnol. Cienc. Agua* 8, 27-37. doi:10.24850/j-tyca-2017-03-02.
- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcon, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. A., Bundschuh, J., 2020. Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: geographical data visualization. *Sci. Total Environ.* 698, 134168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>.
- Amoah, I. D., Kumari, S., Reddy, P., Stenström, T. A., Bux, F., 2020. Impact of informal settlements and wastewater treatment plants on helminth egg contamination of urban rivers and risk associated with exposure. *Environ. Monit. Assess.* 192, 713. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08660-0>.
- Ávila-Sánchez, H., 2011. Socio-territorial changes in peri-urban food production spaces in Central Mexico. *Norois* 221, 39-51. <https://doi.org/10.4000/norois.3738>.
- Ayers, R. S., Westcot, D. W., 1994. Water Quality for Agriculture. FAO irrigation and drainage paper. <http://www.fao.org/3/To234E/To234Eo5.htm#14note2>. (Accessed December 2020).
- Best, J., 2019. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nat. Geosci.* 12, 7-21. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0262-x>.
- Bilal, M., Ashraf, S. S., Barceló, D., Iqbal, H. M. N., 2019a. Biocatalytic degradation/redefining "removal" fate of pharmaceutically active compounds and antibiotics in the aquatic environment. *Sci. Total Environ.* 691, 1190-1211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.224>.
- Bilal, M., Iqbal, H. M. N., Barceló, D., 2019b. Persistence of pesticides-based contaminants in the environment and their effective degradation using laccase-assisted biocatalytic systems. *Sci. Total Environ.* 695, 133896. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133896>.

- Bilal, M., Iqbal, H. M. N., Barceló, D., 2020. Perspectives on the feasibility of using enzymes for pharmaceutical removal in wastewater, in: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_2020_661.
- Billon, G., Ouddane, B., Laureyns, J., Boughriet, A., 2001. Chemistry of metal sulfides in anoxic sediments. *Phys. Chem. Chem. Phys.* 3, 3586–3592. <https://doi.org/10.1039/b102404n>.
- Böger, B., Surek, M., Vilhena, R. D. O., Fachi, M. M., Junkert, A. M., Santos, J. M., Domingos, E. L., Cobre, A. D. F., Momade, D. R., Pontarolo, R., 2021. Occurrence of antibiotic resistant bacteria in subtropical urban rivers in Brazil. *J. Hazard. Mat.* 402, 123448. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123448>.
- Bonilla, M., Ayala, A., Santamaría, J., Silva, S., 2015. Calidad fisicoquímica del agua del distrito de riego 030 “Valsequillo” para riego agrícola. *Revista Iberoamericana de Producción Académica y Gestión Educativa* 2, 1–29.
- Booth, D. B., 2005. Challenges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North America. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 724–737. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2005\)024\[0724:CAPFRU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2005)024[0724:CAPFRU]2.0.CO;2).
- Bostick, B. C., Fendorf, S., 2003. Arsenite sorption on triolite (FeS) and pyrite (FeS₂). *Geochim. Cosmochim. Acta* 67, 909–921. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(02\)01170-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)01170-5).
- Brdar-Jokanović, M., 2020. Boron toxicity and deficiency in agricultural plants. *Int. J. Mol. Sci.* 21, 1424. <https://doi.org/10.3390/ijms21041424>.
- Briones, R. M., Sarmah, A. K., Padhye, L. P., 2016. A global perspective on the use, occurrence, fate and effects of anti-diabetic drug metformin in natural and engineered ecosystems. *Environ. Pollut.* 219, 1007–1020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.040>.
- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., Tejeda, S., 2018. Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma. México. *Rev. Int.*

- Contam. Ambie. 34, 117–126. <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.10>.
- Carrera-Villacrés, D. V., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A. E., 2011. Boro, fosfatos e índices de salinidad del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac. México. Tecnol. Cienc. Agua 2, 5–21.
- Casiano-Flores, C., Vikolainen, V., Bressers, H., 2016. Water governance decentralization and river basin management reforms in hierarchical systems: do they work for water treatment policy in Mexico's Tlaxcala Atoyac Sub-Basin? Water 8, 210. <https://doi.org/10.3390/w8050210>.
- Castillo-Díaz, L., 2014. Perfiles de resistencia a antibióticos y metales pesados en bacterias mesofílicas como indicador biológico de contaminación en ríos del municipio de Puebla. MSc. Thesis. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, p. 69.
- Castresana, G., 2019. Calidad del agua del río Atoyac en el Valle de Puebla y el riesgo en la salud de la población Emilio Portes Gil, Municipio de Ocoyucan, Puebla. PhD. Thesis. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Instituto de Ciencias, Puebla, pp. 91.
- Castresana, G., Tamariz, V., López, L., Hernández, F., Castelán, R., Morán, J. L., García, W. A., Díaz, A., Handal, A., 2018. Atoyac river pollution in the metropolitan area of Puebla, México. Water 10, 267. <https://doi.org/10.3390/w10030267>.
- Castresana, G., Castañeda, E., García, W. A., Morán, J. L., Montalvo, A. C., Handal, A., 2019. Evaluation of health risk due to heavy metals in a rural population exposed to Atoyac River pollution in Puebla, Mexico. Water 11, 277. <https://doi.org/10.3390/w11020277>.
- Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Moreno-Rojas, R., Moreno-Ortega, A., Tamariz-Flores, J. V., 2017. Health risk in rural populations due to heavy metals found in agricultural soils irrigated with wastewater in the Alto Balsas sub-basin in.

Tlaxcala and Puebla. Mexico. *Int. J. Environ. Health Res.* 27, 476–486. <https://doi.org/10.1080/09603123.2017.1386767>.

Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Moreno-Rojas, R., Tamariz-Flores, J. V., Reyes-Cervantes, E., 2019a. Nivel de contaminación de metales y arsénico en aguas residuales y suelos en la subcuenca del alto Balsas en Tlaxcala y Puebla, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 35, 335–348. doi:10. 20937/RICA. 2019. 35. 02. 06.

Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Pérez-Sato, M., Soní-Guillermo, E., Reyes-Cervantes, E., 2019b. Health risk due to chronic heavy metal consumption via cow's milk produced in Puebla, Mexico, in irrigated wastewater areas. *Food Addit. Contam. B* 12, 38–44. <https://doi.org/10.1080/19393210.2018.1520742>.

Catalán-Vázquez, M., Riojas-Rodríguez, H., Pelcastre-Villafuerte, B. E., De la Sierra-De la Vega, L. A., Baltazar-Reyes, M. C., 2018. “There's a lot of cancer here...” Environmental risk perception and mortality among women who live in an industrial corridor in Mexico. A sequential mixed study. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 34, 565–581. doi:10. 20937/RICA. 2018. 34. 04. 02

CONAGUA, 2021a. Calidad del agua en México. <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>. Accessed March 2021.

CONAGUA, 2021b. Resúmenes mensuales de Temperaturas y Lluvia. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-detemperaturas-y-lluvias>. Accessed March 2021.

Cordero-Arellano, C. C., 2018. *Escherichia coli* enteropatógena en un efluente tratado de la ciudad de Puebla, resistente a antibióticos y a metales pesados. Bachelor's Thesis. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Facultad de Ciencias Biológicas, Puebla, p. 61.

Cortez-Lugo, M., Téllez-Rojo, M. M., Gómez-Dantés, H., Hernández-Avila, M., 2003. Tendencia de los niveles de plomo en la atmósfera de la zona metropolitana de la Ciudad de México. 1988–1998. *Salud Publica Mexico* 45, 196–202.

- Di Guardo, A., Calamari, D., Zanin, G., Consalter, A., Mackay, D., 1994. A fugacity model of pesticide runoff to surface water: development and validation. *Chemosphere* 28, 511–531. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90295-X](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90295-X).
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 2000. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. <https://www.ocol.mx/content/cms/13/file/NOM/Nom-127-ssa1-1994.pdf>. (Accessed December 2020).
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 2011. Declaratoria de clasificación de los ríos Atoyac, Xochiac o Hueyapan, y sus Afluentes, Mexico. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5199672. Accessed December 2020.
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 2020. Programa Nacional Hídrico 2020–2024. Comisión Nacional del Agua, p. 107.
- García de León, A., 2018. Zonas metropolitanas de Puebla-Tlaxcala: crecimiento poblacional y actividad manufacturera, in: Empresas, actores sociales e instituciones en la organización productiva del territorio y la innovación para el desarrollo local.
- Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A. C., Coeditores, México. ISBN UNAM: 978-607-30-0972-0, ISBN AMECIDER: 978-607-8632-03-9.
- García-Nieto, E., Carrizales-Yañez, L., Juárez-Santacruz, L., García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., Briones-Corona, E., Vázquez-Cuecuecha, O. G., 2011. Lead and arsenic in the Alto-Atoyac sub-basin in Tlaxcala, Mexico. *Rev. Chapingo Ser. Cie.* 17, 7–17. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.06.040>.
- González-Pérez, C., Ortega-Escobar, H. M., Yañez-Morales, M. J., Rodríguez-Guillén, A., 2019. Diagnóstico de indicadores de calidad físico-química del agua en afluentes del río Atoyac. *Tecnol. Cienc. Agua* 10, 30–51. doi:10.24850/j-tyca-2019-01-02.

- Hernández-Antonio, A., Hansen, A. M., 2011. Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27, 115–127.
- Hernández-Ramírez, A. G., Martínez-Tavera, E., Rodríguez-Espinosa, P. F., Mendoza-Pérez, J. A., Tabla-Hernández, J., Escobedo-Urías, D. C., Jonathan, M. P., Sujitha, S. B., 2019. Detection, provenance and associated environmental risks of water quality pollutants during anomaly events in River Atoyac. Central Mexico: A real-time monitoring approach. *Sci. Total Environ.* 669, 1019–1032. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.138>.
- INEGI, 2021. México en cifras. Información nacional por entidad federativa y municipios. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/#tabMCcollapse-Indicadores>. (Accessed March 2021).
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-INECC., 2019. Diagnóstico sobre la contaminación por plaguicidas en agua superficial, agua subterránea y suelo. pp. 37.
- Isaac-Olivé, K., Navarro-Frómata, A. E., 2017. Detection of Pharmaceuticals in the Environment, in: Gómez-Oliván, L. (Ed.), *Ecopharmacovigilance. Multidisciplinary Approaches to Environmental Safety of Medicines. The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 66. Springer, Cham, pp. 57–74 https://doi.org/10.1007/698_2017_65.
- ISQG, 2002. Interim Sediment Quality Guidelines: Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. USA, New Jersey.
- Jacobson, A. D., Blum, J. D., Chamberlain, C. P., Poage, M. A., Sloan, V. F., 2002. Ca/Sr and Sr isotope systematics of a Himalayan glacial chronosequence: carbonate versus silicate weathering rates as a function of landscape surface age. *Geochim. Cosmochim. Acta* 66, 13–27. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(01\)00755-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00755-4).
- Johnsson, M. J., Stallard, R. F., Lundberg, N., 1991. Controls on the composition of fluvial sands from a tropical weathering environment: sands of the Orino-

- co River drainage basin, Venezuela and Colombia. *Geol. Soc. Am. Bull.* 103, 1622–1647. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1991\)1032.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1991)1032.3.CO;2).
- Juárez-Santacruz, L., García-Nieto, E., Costilla-Salazar, R., García-Gallegos, E., Coronel-Olivares, C., Gómez-Camarillo, M., Gaytán-Oyarzún, J., 2013. Assessment of the Genotoxic potential of sediments contaminated with POPs and agricultural soils using *Vicia faba* micronucleus assay. *Soil Sediment Contam.* 22, 288–300. <https://doi.org/10.1080/15320383.2013.726293>.
- Kar, Y., Şen, N., Demirbaş, A., 2006. Boron minerals in Turkey, their application areas and importance for the country's economy. *Minerals & Energy – Raw materials Report* 20, 2–10. <https://doi.org/10.1080/14041040500504293>.
- Khan, R., Islam, M. S., Tareq, A. R. M., Naher, K., Islam, A. R. M. T., Habib, M. A., Siddique, M. A. B., Islam, M. A., Das, S., Rashid, M. B., Ullah, A. K. M. A., Miah, M. M. H., Masrura, S. U., Bodrud-Doza, M., Sarker, M. R., Badruzzaman, A. B. M., 2020. Distribution, sources and ecological risk of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from a polluted urban river in central Bangladesh. *Environ. Nanotechnol. Monit. Manag.* 14, 100318. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100318>.
- Kumari, A., Kaur, R., 2020. A review on morpho-physiological traits of plants under phthalates stress and insights into their uptake and translocation. *Plant Growth Regul.* 91, 327–347. <https://doi.org/10.1007/s10725-020-00625-0>.
- Laug-García, C. B., 2016. Diagnóstico de eutrofización en la presa de Valsequillo (Manuel Ávila Camacho). MSc. Thesis. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, p. 60.
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., Barrios-Piña, H., 2018. Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere* 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>.
- López-Vargas, R., Méndez-Serrano, A., Albores-Medina, A., Oropeza-Hernández, F., Hernández-Cadena, L., Mercado-Calderón, F., Alvarado-Toledo, E., Herre-

- ra-Morales, S., Arellano-Aguilar, O., García-Vargas, G., Montero-Montoya, R., 2018. Oxidative stress index is increased in children exposed to industrial discharges and is inversely correlated with metabolite excretion of VOC. *Environ. Mol. Mutagen.* 59, 639–652. <https://doi.org/10.1002/em.22207>.
- Mackowiak, M., Leifels, M., Hamza, I. A., Jurzik, L., Wingender, J., 2018. Distribution of *Escherichia coli*, coliphages and enteric viruses in water, epilithic biofilms and sediments of an urban river in Germany. *Sci. Total Environ.* 626, 650–659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.114>.
- Mariyanto, M., Amir, M. F., Utama, W., Hamdan, A. M., Bijaksana, S., Pratama, A., Yunginger, R., Sudarningsih, S., 2019. Heavy metal contents and magnetic properties of surface sediments in volcanic and tropical environment from Brantas River, Jawa Timur Province, Indonesia. *Sci. Total Environ.* 675, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.244>.
- Martínez-Tavera, E., 2016. Variación espacio-temporal de la calidad del agua del Río Atoyac (2013–2014), Puebla, México. Doctoral Thesis. Instituto Politécnico Nacional, México DF, México, p. 338.
- Martínez-Tavera, E., Rodríguez-Espinosa, P. F., Shruti, V. C., Sujitha, S. B., Morales-García, S. S., Muñoz-Sevilla, N. P., 2017. Monitoring the seasonal dynamics of physicochemical parameters from Atoyac River basin (Puebla), Central Mexico: multivariate approach. *Environ. Earth Sci.* 76, 95. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6406-2>.
- Martínez-Tavera, E., Duarte-Moro, A. M., Sujitha, S. B., Rodríguez-Espinosa, P. F., Rosano-Ortega, G., Expósito, N., 2021. Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: potential threats for human health. *Chemosphere* 266, 128968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128968>.
- Mena-Mejía, I., Bustamante-González, A., Vargas-López, S., Olvera-Hernández, J. I., Méndez-Espinoza, J. A., 2017. Evaluación de la condición ecológica del río Zahuapan. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 33, 7–19. doi:10.20937/rica.2017.33.01.01.

- Meybeck, M., 2002. Riverine quality in the Anthropocene: propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River. *Aquat. Sci.* 64, 376–393. <https://doi.org/10.1007/PL00012593>.
- Mgelwa, A. S., Hu, Y. -L., Ngaba, M. J. Y., 2020. Patterns of nitrogen concentrations and their controls in two southern China urban river ecosystems. *Global Ecol. Conser.* 23, eo1112. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.eo1112>.
- Miguel, J. D., 2013. Cobertura vegetal, materia orgánica y pH en suelo y su relación con el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Bachelor's Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF, p. 96.
- Morales-García, S. S., Rodríguez-Espinosa, P. F., Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Martínez-Tavera, E., 2017. Metal concentrations in aquatic environments of Puebla River basin, Mexico: natural and industrial influences. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 2589–2604. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8004-3>.
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., Jiménez, J., 2015. Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala. México. *Tecnol. Cienc. Agua* 6, 59–74.
- Muñoz-Nava, H., Suárez-Sánchez, J., Vera-Reyes, A., Baumann, J., Careón-Coca, M. F., Montealegre-Muñoz, R. G., 2013. Relación entre el nitrógeno y las microcuencas del río Zahuapan. México. *Tecnol. Cienc. Agua* 4, 47–61.
- Parra-Saldivar, R., Castillo-Zacarías, C., Bilal, M., Iqbal, H. M. N., Barceló, D., 2020. Sources of Pharmaceuticals in Water, in: Pérez Salsona, S., Montemurro, N., Chiron, S., Barceló, D. (Eds.), *Interaction and fate of pharmaceuticals in soil-crop systems. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 103, Springer, Cham. doi:https://doi.org/10.1007/698_2020_623.
- Paul, M. J., Meyer, J. L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 32, 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>.

- Peltier, E., Dahl, A. L., Gaillard, J. -F., 2005. Metal speciation in anoxic sediments: when sulfides can be construed as oxides. *Environ. Sci. Technol.* 39, 311–316. <https://doi.org/10.1021/es049212c>.
- Pérez-Alvarez, I., Islas-Flores, H., Gómez-Oliván, L. M., Barceló, D., López De Alda, M., Pérez Solsona, S., Sánchez-Aceves, L., SanJuan-Reyes, N., Galar-Martínez, M., 2018. Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environ. Pollut.* 240, 330–341. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.116>.
- Rizo-Decelis, L. D., Andreo, B., 2016. Water quality assessment of the Santiago River and attenuation capacity of pollutants downstream Guadalajara City, Mexico. *River Res. Appl.* 32, 1505–1516. <https://doi.org/10.1002/rra.2988>.
- Rodríguez-Espinosa, P. F., Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Martinez-Tavera, E., 2018. Metal concentrations and their potential ecological risks in fluvial sediments of Atoyac River basin, Central Mexico: volcanic and anthropogenic influences. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 148, 1020–1033. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.068>.
- Rodríguez-Tapia, L., Morales-Novelo, J. A., 2014. Contaminación del Atoyac: Daños ambientales y tecnologías de mitigación. Ed. Miguel Angel Porrua. México D. F, México, p. 262.
- Rodríguez-Tapia, L., Morales-Novelo, J. A., 2017. Bacterial pollution in riverwaters and gastrointestinal diseases. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 479. <https://doi.org/10.3390/ijerph14050479>.
- Rodríguez-Tapia, L., Morales-Novelo, J. A., Zavala-Vargas, P., 2012. Evaluación socioeconómica de daños ambientales por contaminación del río Atoyac en México. *Tecnol. Cienc. Agua* 3, 143–151.
- Rubio-Franchini, I., López-Hernández, M., Ramos-Espinosa, M. G., Rico-Martínez, R., 2016. Bioaccumulation of metals arsenic, cadmium, and lead in zooplankton and fishes from the Tula River watershed. Mexico. *Water Air Soil Pollut.* 227, 5. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2702-1>.

- Sandoval-Villasana, A. M., Pulido-Flores, G., Monks, S., Gordilla-Martínez, A. J., Villegas-Villarreal, E. C., 2009. Evaluación fisicoquímica, microbiológica y toxicológica de la degradación ambiental del río Atoyac, México. *Interciencia* 34, 880–887.
- Sargaonkar, A., Deshpande, V., 2003. Development of an overall index of pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context. *Environ. Monit. Assess.* 89, 43–67. <https://doi.org/10.1023/A:1025886025137>.
- Secretaría de medio Ambiente y Recursos Naturales-SEMARNAT, 1996. NOM-001. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3290/1/nom-001-semarnat-1996.pdf>. (Accessed December). 2020).
- Shenker, M., Harush, D., Ben-Ari, J., Chefetz, B., 2011. Uptake of carbamazepine by cucumber plants – a case study related to irrigation with reclaimed wastewater. *Chemosphere* 82, 905–910. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.052>.
- Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodríguez-Espinosa, P. F., Nagarajan, R., Escobedo-Urías, D. C., Morales-García, S. S., Martínez-Tavera, E., 2017a. Geochemical characteristics of stream sediments from an urban-volcanic zone, Central Mexico: natural and manmade inputs. *Chem. Erde-Geochem.* 77, 303–321. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2017.04.005>.
- Shruti, V. C., Rodríguez-Espinosa, P. F., Escobedo-Urías, D. C., Martínez-Tavera, E., Jonathan, M. P., 2017b. Environmental consequences of metal concentrations in stream sediments on Atoyac River basin, Central Mexico: natural and industrial influences. *Int. J. Environ. Chem. Ecol. Geol. Geophys. Eng.* 11, 44–51.
- Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Rodríguez-Espinosa, P. F., Rodríguez-González, F., 2019. Microplastics in freshwater sediments of the Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *Sci. Total Environ.* 654, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>.

- Sindern, S., Tremöhlen, M., Dsikowitzky, L., Gronen, L., Schwarzbauer, J., Siregar, T. H., Ariyani, F., Irianto, H. E., 2016. Heavy metals in river and coast sediments of the Jakarta Bay region (Indonesia) – geogenic versus anthropogenic sources. *Mar. Pollut. Bull.* 110, 624–633. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.003>.
- Smedley, P. L., Kinniburgh, D. G., 2017. Molybdenum in natural waters: a review of occurrence, distributions and controls. *Appl. Geochem.* 84, 387–432. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.008>.
- Soto-Cruz, O., Carrillo-Chávez, J. A., Suárez-Sánchez, J., 2011. Concentraciones de metales y metaloides en sedimentos del río Zahuapan, Tlaxcala, México. In: Jiménez-Guillén, R., Hernández-Rodríguez, M. (Eds.), *Zahuapan: río-región-contaminación*. El Colegio de Tlaxcala A. C, Tlaxcala, México, pp. 57–78.
- Suárez-Sánchez, J., Carreón-Coca, M. F., Chamizo-Checa, S., Orozco-Flores, S., 2011. Disponibilidad y contaminación de agua en la cuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. In: Jiménez-Guillén, R., Hernández-Rodríguez, M. (Eds.), *Zahuapan: río-región-contaminación*. El Colegio de Tlaxcala A. C, Tlaxcala, México, pp. 33–55.
- Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-onazi, W. A., Algarni, T. S., Almarri, A. H., Al-Mohaimeed, A. M., 2021. Pesticides in drinkingwater – a review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 18, 486. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>.
- Valencia-Quintana, R., Waliszewski, S. M., Gómez-Olivares, J. L., Suárez-Sánchez, J., Sánchez-Alarcón, J., 2011. Evaluación de riesgos por exposición a contaminantes ambientales presentes en las aguas del sistema hidrológico Atoyac-Zahuapan. In: Jiménez-Guillén, R., Hernández-Rodríguez, M. (Eds.), *Zahuapan: río-región contaminación*. El Colegio de Tlaxcala A. C, Tlaxcala, México, pp. 79–100.
- Viers, J., Dupré, B., Gaillardet, J., 2009. Chemical composition of suspended sediments in world rivers: new insights from a new database. *Sci. Total Environ.* 407, 853–868. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.053>.

- Weiner, E. R., 2007. Applications of Environmental Aquatic Chemistry: A Practical Guide. second ed. CRC Press/Taylor & Francis Group, London-New York.
- Zavala-Yoe, R., Iqbal, H. M. N., Ramírez-Mendoza, R. A., 2020. Understanding the evolution of pollutants via hierarchical complexity of space-time deterministic and stochastic dynamical systems. Sci. Total Environ. 710, 136245. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136245>.
- A. Mora, M. García-Gamboa, M. S. Sánchez-Luna *et al.* Science of the Total Environment 782 (2021) 146788 16

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historial del artículo:

Recibido el 3 de febrero de 2021

Recibido en forma revisada el 18 de marzo de 2021

Aceptado el 20 de marzo de 2021

Disponible en línea el 31 de marzo de 2021

Editor: Damia Barcelo