

Riesgo de Contaminación de las Áreas Agrícolas de la Subcuenca Huaquechula Pollution Risk in Agricultural Areas of the Huaquechula Sub-Basin

Julio Cesar Flores-Cesareo¹ , Ángel Bustamante-González¹ [‡], Benito Ramírez-Valverde¹ ,
Adriana Delgado-Alvarado¹ y Francisco J. Escobedo²

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla No. 205, Santiago Momoxpan. 72760 San Pedro Cholula, Puebla, México; (J.C.F.C.), (A.B.G.), (B.R.V.), (A.D.A.).

² U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 14th Street SW No. 201, Independence Avenue. 20250 Washington, D.C., United States of America; (F.J.E.).

[‡] Autor para correspondencia: angelb@colpos.mx

RESUMEN

El impacto de la contaminación del agua de ríos en los sistemas de producción agrícola bajo riego se relaciona con la acumulación de agentes contaminantes en el suelo. El objetivo principal de este estudio fue realizar un análisis espacial de la contaminación del río Nexapa y el riesgo que representa para las tierras agrícolas cercanas al río. Se usó el modelo WASP para simular el transporte y concentración de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo en el río Nexapa. Se realizó un análisis espacial con las estimaciones del modelo y el mapa de uso de suelo y vegetación para identificar las zonas agrícolas con mayor riesgo de contaminación por descargas de agua residual. Los valores más altos de concentración de contaminantes estimados con el modelo fueron: nitrógeno total (20.04 mg L⁻¹), nitrato (7.03 mg L⁻¹), fósforo total (2.80 mg L⁻¹), cadmio (0.002 mg L⁻¹), cromo (0.085 mg L⁻¹) y plomo (0.009 mg L⁻¹). Se identificaron dos zonas de mayor riesgo a la contaminación asociada al uso de agua del río Nexapa. Una en el sur de Atlixco y otra en el norte y sur de Izúcar de Matamoros. Una limitación de la modelación fue la no disponibilidad de datos de descargas de las fuentes puntuales y la falta de acceso a las instalaciones de las descargas para tomar muestras de las aguas residuales, por lo que se tomaron muestras en los sitios de descargas al río. El estudio es pionero en la modelación de ríos en el Valle de Puebla. Se concluye que el modelo WASP es una herramienta útil para analizar espacial y temporalmente la dinámica de la concentración de agentes contaminantes en el río Nexapa y para prever posibles zonas de riesgo a la contaminación y necesidades de medidas de intervención en la subcuenca Huaquechula.

Palabras clave: acumulación, contaminantes, Puebla, ríos, suelo.

SUMMARY

The impact of river water pollution on irrigated agricultural production systems is related to the accumulation of pollutants in the soil. The main objective of this study was to perform a spatial analysis of Nexapa River pollution and the risk it poses to agricultural lands near the river. The WASP model was used to simulate the transport and concentration of total nitrogen, nitrate, total phosphorus, cadmium, chromium, and lead in the Nexapa River. A spatial analysis was performed using the model estimates and the land-use and vegetation map to identify the agricultural areas most at risk of contamination from wastewater discharges. The highest pollutant concentrations estimated with the model were: total nitrogen (20.04 mg L⁻¹), nitrate (7.03 mg L⁻¹), total phosphorus (2.80 mg L⁻¹), cadmium (0.002 mg L⁻¹), chromium (0.085 mg L⁻¹), and lead (0.009 mg L⁻¹). Two areas of greatest risk to contamination associated with the use of water from the Nexapa River were identified: one in southern Atlixco and the other in northern and southern Izúcar de Matamoros. A limitation of the



check for
updates

Cita recomendada:

Flores-Cesareo, J. C., Bustamante-González, A., Ramírez-Valverde, B., Delgado-Alvarado, A., & Escobedo, F. J. (2025). Riesgo de Contaminación de las Áreas Agrícolas de la Subcuenca Huaquechula. *Terra Latinoamericana*, 43, 1-13. e2174. <https://doi.org/10.28940/terra.v43i.2174>

Recibido: 19 de noviembre de 2024.

Aceptado: 23 de marzo de 2025.

Artículo. Volumen 43.

Julio de 2025.

Editor de Sección:

M. C. Víctor Camilo Pulido-Blanco

Editor Técnico:

Dra. Elizabeth Hernández Acosta



Copyright: © 2025 by the authors.

Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

modeling was the unavailability of point source discharge data and the lack of access to discharge facilities for wastewater sampling; therefore, samples were taken at the river discharge sites. This study is pioneering in river modeling in the Puebla Valley. It is concluded that the WASP model is a useful tool for analyzing the spatial and temporal dynamics of pollutant concentrations in the Nexapa River and for predicting potential contamination risk areas and the need for intervention measures in the Huaquechula sub-basin.

Index words: *accumulation, pollutants, risk, Puebla, rivers, soil.*

INTRODUCCIÓN

La contaminación del río Nexapa, en la subcuenca Huaquechula, representa un riesgo para los sistemas agrícolas bajo riego cercanos a él, debido a las descargas de aguas residuales. Este riesgo se asocia principalmente con el uso de agua contaminada para riego (Olvera-Bautista, Ocampo, Tornero, Silva y González, 2020; Neri-Ramírez, Enrique y Martínez, 2022). Los escurrimientos subsuperficiales pueden transportar contaminantes también hacia las tierras agrícolas (Navarro y Cruz, 2023). Los riesgos asociados al uso de agua contaminada incluyen eutroficación (exceso de nutrientes) y toxicidad aguda (exceso de metales pesados) de otros cuerpos de agua superficial; mientras que en los suelos donde se utiliza para riego se relacionan con salinización y bioacumulación (Iqbal, Shoaib, Agwanda y Lee, 2018). Esto tiene implicaciones ecológicas, productivas y de salud humana (Morales-García, Meza, Shruti y Sedeño, 2020), manifestándose como problemas de supervivencia para la fauna silvestre (Calvachi y Ortiz, 2013), reducción en la resistencia y rendimiento de cultivos (Rivas *et al.*, 2009; Yadav, Jain y Rai, 2009), así como en la incidencia de diversos cánceres en población humana (Anzules y Castro, 2022). Para abordar adecuadamente este problema, se requiere tener información sobre la variación temporal y espacial de las descargas de agua residuales, el transporte y dilución de los contaminantes en el cauce principal y corrientes secundarias y las áreas con diferentes usos del suelo que pueden estar mayormente expuestas a estas aguas contaminadas.

Debido a la complejidad de los procesos asociados al transporte, dilución y deposición de los contaminantes en un río, se han desarrollado indicadores de calidad del agua y se aplican modelos para predecir cambios espaciales y temporales en las concentraciones de contaminantes. Guzmán-Colis *et al.* (2011) aplicaron el índice global de la calidad del agua (IGCA) para evaluar la calidad de agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México; encontrando que las áreas del río más contaminadas se ubican cerca de los puntos de descarga de agua residual. Ihl *et al.* (2015) analizaron la distribución espacial de metales pesados en suelos de la zona metropolitana de la ciudad de México, mediante el programa ArcGIS Versión 9 (ESRI, 2004) y un índice de contaminación. Sus resultados indicaron que la actividad antropogénica es responsable de altas concentraciones de metales peligrosos como plomo, níquel y cobre y sugieren la utilidad del análisis espacial para identificar zonas prioritarias de intervención. Por su parte, Loaiza *et al.* (2021) analizaron espacialmente la calidad del agua en un reservorio en el estado de Sinaloa, México, con el programa QGIS, la técnica de ponderación de distancia inversa (IDW) y datos de estaciones de monitoreo de la Red Nacional de Medición de Calidad del Agua (RENAMECA). La conclusión del estudio indica que la calidad del agua de este cuerpo de agua superficial está en peligro por contaminación puntual, y supone un riesgo de salud pública y ecológica si no se implementan técnicas más apropiadas de manejo de las descargas residuales.

Los modelos, como el WASP, son herramientas para simular el transporte y la acumulación de agentes contaminantes, como nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo, a lo largo del cauce principal de un río, como el Nexapa. Complementariamente, el uso de un sistema de información geográfica y un programa como el QGIS permiten analizar espacialmente su variación y la localización de áreas de influencia de los contaminantes. De acuerdo con Obin, Tao, Ge y Liu, (2021), la integración de modelos hidrológicos con sistemas de información geográfica facilita la identificación de zonas de riesgo y áreas de intervención, ya que permiten visualizar la distribución espacial de los contaminantes, información esencial para gestionar los riesgos hacia la población y sus sistemas asociados. El uso de los modelos, como el WASP, requieren datos de mediciones de los parámetros de calidad de agua para su validación y su ajuste se valora con estimadores como el error relativo, el coeficiente de determinación o la eficiencia Nash Sutcliffe (Sun *et al.*, 2023).

El objetivo principal de este estudio fue identificar zonas agrícolas con riesgo a la contaminación por la influencia del río Nexapa, en la subcuenca Huaquechula, a partir del análisis espacial y temporal del transporte y la acumulación de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La subcuenca Huaquechula se encuentra en el estado de Puebla, México, y abarca una superficie de 2304.9 km². Su principal cuerpo de agua superficial es el río Nexapa que recorrer una longitud total de 297.63 km, incluyendo sus diferentes afluentes (Figura 1). Los municipios dentro de esta área incluyen zonas rurales dedicadas a la agricultura y zonas urbanas aún en expansión y con importante actividad industrial.

Modelación de las Fuentes Puntuales de Contaminación

El transporte y acumulación de los agentes contaminantes de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo en el río Nexapa se estimó mediante el modelo hidrológico WASP. El periodo de simulación fue del 2012 al 2023, con salidas de datos diarias. La información meteorológica requerida de radiación solar, precipitación, punto de rocío y velocidad del viento, se obtuvo a través del Data Access Viewer (DAV), como lo recomiendan Deepa-Varsha, Rahiman, Arunbabu, Kishoore y Priyadharshini (2023). Esta información se obtuvo para cuatro sitios relacionados con cuatro estaciones meteorológicas activas del Sistema Meteorológico Nacional (SMN). Los datos de calidad del agua y caudal necesarios para correr el modelo se obtuvieron de 19 estaciones de monitoreo operadas por el Sistema de Información Nacional del Agua (SINA), distribuidas a lo largo del cauce principal del río Nexapa y algunos de sus afluentes, siguiendo las recomendaciones de Loaiza *et al.* (2021).

La geometría del canal se determinó mediante la delimitación de cuencas con el modelo hidrológico SWAT y el programa ArcGis 10.5 (ESRI, 2016). Posteriormente se realizó la segmentación del canal a una distancia máxima de 3 km, utilizando el software QGIS versión 3.28 (QGIS.org, 2022). En el sistema fluvial del río Nexapa se identificaron 109 segmentos (Cuadro 1; Figura 2). Los segmentos 1 al 44 corresponden a la ruta principal cauce del río Nexapa, es la más extensa y corresponde a la corriente principal, donde se localizan 17 de las 19 estaciones de monitoreo disponibles. Los segmentos 45 al 109 se dividen en otras 10 rutas secundarias, correspondiente a diversos afluentes. Las rutas San Jerónimo (segmentos 45 y 46) y Atlixco (segmentos 47 al 52) cuentan con una estación de monitoreo cada una, lo que permitió el seguimiento de la calidad del agua en esos puntos de la cuenca. En ninguna de las otras siete rutas se tiene estaciones de monitoreo, lo que limitó la precisión en la estimación de la calidad del agua en esas áreas y no fue posible comparar la simulación del modelo con los datos de monitoreo.

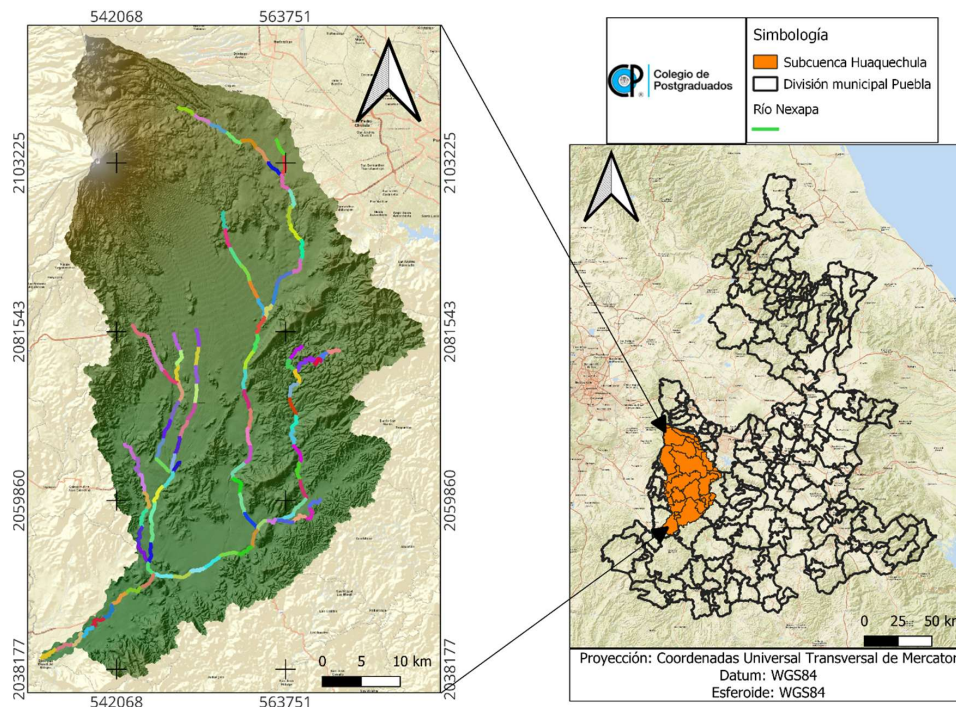


Figura 1. Ubicación del río Nexapa en la subcuenca Huaquechula, Puebla, México.
Figure 1. Location of the Nexapa river in the Huaquechula sub-basin, Mexico.

Cuadro 1. Rutas y estaciones de monitoreo del río Nexapa en el modelo WASP.
Table 1. Nexapa river monitoring routes and stations considered in the WASP model.

Nombre de la ruta	Orden de los segmentos	Segmento conector	Número de estaciones
Río Nexapa	1-441	Límite	17
San Jerónimo	45-46	8	1
Atlixco	47-52	17	1
Teopatlán	53-69	29	0
Tepeojuma	70-71	58	0
Epatlán	72-75	68	0
Tochimilco	76-90	36	0
Atzizihuacan	91-93	80	0
Huaquechula	94-101	86	0
Tlapanalá	102	86	0
Tepexco	103-109	91	0

† ruta del cauce principal del río Nexapa (las estaciones de monitoreo están localizadas en el cauce principal, debido a que los afluentes presentan caudales intermitentes, sobre todo en el periodo de no lluvia).

† route of the main channel of the Nexapa River (monitoring stations are located in the main channel, due to the tributaries present intermittent flows, especially during the non-rainy period).

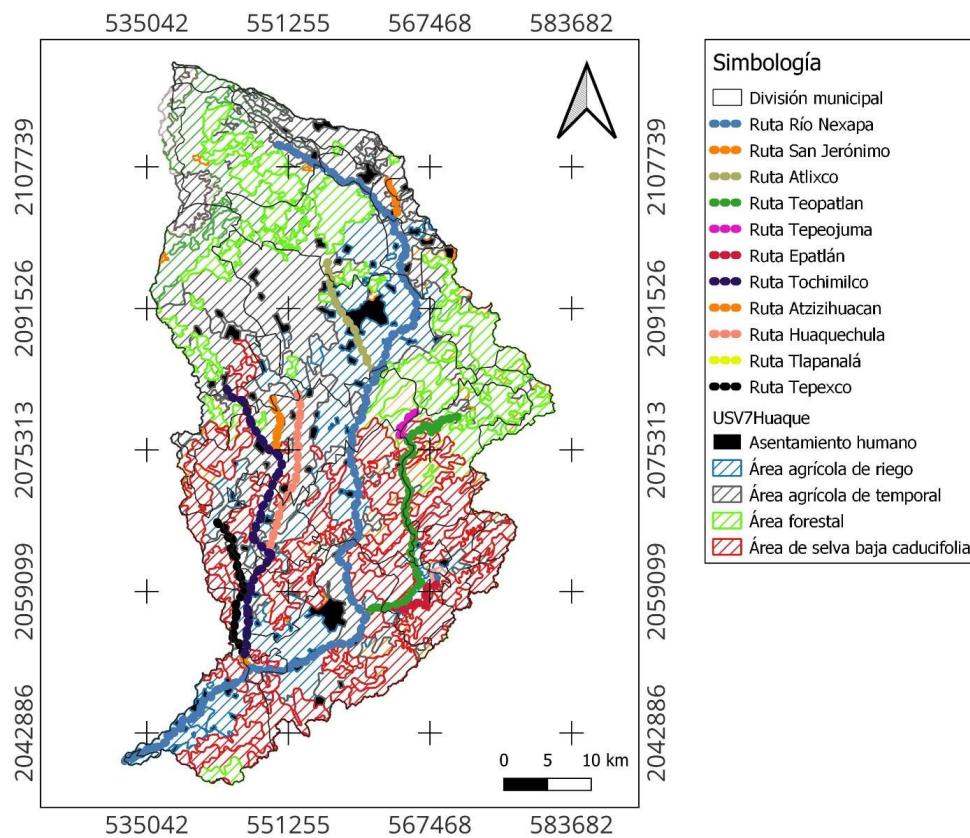


Figura 2. Rutas de transporte de contaminantes del río Nexapa.
Figure 2. Nexapa river pollutant transport routes.

El enrutamiento del cauce del río se configuró en la ventana de flujo del WASP, en la sección de agua superficial, donde se establecieron los pares de segmentos que indican la dirección del flujo de agua en la subcuenca. Los datos de caudal obtenidos por las estaciones de monitoreo también se ingresaron en esta sección. En la sección de precipitación, se ingresaron los datos meteorológicos de precipitación diaria correspondiente a cada año del periodo de simulación, mientras que en la sección de funciones de tiempo se introdujeron el resto de estas variables. Los valores de concentración de agentes contaminantes (nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo) fueron introducidos en la ventana de límites y cargas, desglosados por estación y por contaminante para cada uno de los 12 años de simulación. Para ejecutar el modelo WASP, la configuración de la ventana de constantes incluyó los valores reportados en la literatura especializada para cuerpos de agua superficial, como lo sugieren Ernst y Owens (2009), Knightes (2023) y Żelazny, Bryła, Ozga y Walczykiewicz (2023).

Delimitación de Áreas de Riesgo y Zonas de Intervención

La delimitación de las áreas de riesgo se basó en los datos simulados de concentración (mg L^{-1}) obtenidos para cada uno de los agentes contaminantes en los segmentos del río Nexapa mediante el modelo WASP. Para establecer las zonas de riesgo y establecer áreas de intervención, se utilizó el programa QGIS versión 3.28 (QGIS.org, 2022), tal como lo sugieren Algailani y Hayder (2024) en estudios de evaluación de riesgos y localización. De acuerdo con Wang, Zeraatpisheh, Wei y Xu (2022), la zona de riesgo se puede extender hasta por 3 km alrededor del punto focal de la descarga. En el caso de suelos agrícolas, se considera que 1 km representa una zona de riesgo directo, ya que refleja los impactos más inmediatos de la contaminación. Esta área se delimitó a lo largo del margen del río Nexapa. Para la representación espacial, se utilizó la cartografía disponible por el INEGI, para asociar el área de influencia con el uso de suelo cercano a ella, como lo recomiendan Araiza-Aguilar *et al.* (2021). Las áreas de intervención se determinaron en los segmentos donde se identificaron las concentraciones más elevadas de cada agente contaminante, como lo señalan Santos y Camacho (2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variación espacial y temporal de los contaminantes en el río Nexapa

Los resultados de la simulación para el periodo de 2012-2023 muestran variaciones significativas en las concentraciones de contaminantes a lo largo de las diferentes rutas del río Nexapa y sus afluentes. Los resultados presentados corresponden al año 2023, año en el que se muestreo los sitios de monitoreo para medir los parámetros de calidad del agua y con los que se validó el modelo. Para el módulo de eutrofización (nitrógeno total), el análisis global indica que en la ruta principal del río Nexapa, que incluye 17 estaciones de monitoreo, se presentan los valores de concentración más elevados de nitrógeno total, las cuales superaron los 15 mg L^{-1} en 2023 y en otros años fue mayor a 25 mg L^{-1} , el límite máximo permisible de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022). El análisis parcial de los segmentos mostró que a partir de cada evento de descarga de aguas residuales se tiene un cambio brusco en la concentración de nitrógeno total en las rutas San Jerónimo y Atlixco, con un descenso rápido posterior (la simulación indicó que al momento de las descargas se registró una concentración de nitrógeno total de 3 a 6 mg L^{-1} y en un periodo de tres meses la concentración baja a cero. En la ruta de San Jerónimo se ubica la estación de monitoreo DLPUE2024, que recibe las descargas residuales de origen municipal. En cuanto a la ruta de Atlixco, se ubica en ella la estación DLPUE2033, asociada a la planta de tratamiento de aguas residuales SOAPAMA. Las concentraciones más elevadas de nitrógeno total se observaron en los segmentos 16, 17 y 19 del cauce principal del río Nexapa, con fecha del 27 de febrero de 2023. Para el segmento 17 tuvo una concentración de nitrógeno total de 20.039 mg L^{-1} , para el segmento 16 de 19.860 mg L^{-1} y para el segmento 18 de 19.289 mg L^{-1} . Estos segmentos se ubican en la parte sur del municipio de Atlixco. Aunque los valores de nitrógeno total son menores a los establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022), a nivel internacional se han establecido umbrales de 11.3 mg L^{-1} (Loboda y Daus, 2021), menor a los estimados por el modelo.

En el río Nexapa se observó la concentración de nitratos más alta el 6 de abril de 2023 (mayor de 7 mg L^{-1}). Las rutas de San Jerónimo y de Atlixco registraron las concentraciones más altas el 17 de enero de enero (6 mg L^{-1} y 2.5 mg L^{-1} , respectivamente). Aunque la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022) no considera un límite máximo permisible para nitratos, se considera (Liu *et al.*, 2024) que 0.65 mg L^{-1} es el umbral para mantener la salud de un ecosistema acuático; los valores estimados son mayores a este umbral.

Para fósforo total, se registró el valor más alto para el cauce principal del río Nexapa el 26 de febrero de 2023 (2.5 mg L^{-1}). En los segmentos, las concentraciones más bajas se observaron en la ruta de Atlixco (concentraciones menores de 1.5 mg L^{-1}) y San Jerónimo (menores de los 0.4 mg L^{-1}), el 6 de abril de 2023 y el 26 de febrero de 2023, respectivamente. Para este contaminante, la ruta de Atlixco fue la segunda ruta con mayor concentración. En los segmentos 19, 20 y 21 tuvieron las concentraciones más altas de fósforo total, con concentraciones mayores de 2.66 mg L^{-1} , correspondientes al 26 de febrero de 2023. Estos segmentos se ubican en el norte del municipio de Tepeojuma. Aunque los valores estimados son menores al límite máximo permisible de 15 mg L^{-1} establecido en la (NOM-001-SEMARNAT-2021, 2022), ellos sobrepasan estándares internacionales como los de Canadá (0.01 a 0.087 mg L^{-1}) y los estados Unidos (0.03 mg L^{-1}) (King *et al.*, 2015).

A lo largo de la ruta principal de cauce del río Nexapa (segmentos 1-44), los agentes contaminantes de nitrógeno y fósforo total mostraron tendencias preocupantes en varios segmentos, especialmente durante el periodo de secas y por altas concentraciones de nitrógeno total, los cuales excedieron los límites establecidos por la norma durante. Esto coincide con lo señalado por Escobar (2002) y Ávila *et al.* (2007), quienes describen el comportamiento estacional de la concentración de agentes contaminantes, donde, el periodo de secas (noviembre a abril) disminuyen la tasa de dilución de los contaminantes debido a las bajas precipitaciones, lo que provoca que los contaminantes tiendan a concentrarse y a aumentar el poder reactivo con el medio ambiente, produciendo un riesgo de contaminación por acumulación en sedimentos y suelos. Mientras que durante el periodo de lluvias (mayo a octubre), la escorrentía provoca el efecto contrario en donde algunos contaminantes presentes en suelos se mueven a corrientes receptoras cercanas a ellos, y con ello un efecto de lavado que diluye los contaminantes hasta concentrarse en la parte baja de la cuenca, lo que explica los valores elevados de concentración de todos los agentes contaminantes en el segmento 44, perteneciente a la salida de la subcuenca Huaquechula.

Para cadmio, en la ruta principal del río Nexapa se observó la concentración más elevada el 23 de febrero de 2023 (0.0026 mg L^{-1}), con elevaciones de las concentraciones similares entre los meses de septiembre y julio, que superaron los 0.002 mg L^{-1} , menor al máximo permisible en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022) para ríos (0.2 mg L^{-1}) y para riego de áreas verdes (0.05 mg L^{-1}). En la ruta de Atlixco, las concentraciones de cadmio mostraron variaciones únicamente en el periodo de enero y junio, con valores mayores de 0.0015 mg L^{-1} . En la ruta de San Jerónimo se presentó la concentración más alta durante en enero de 2023 (0.0012 mg L^{-1}), y corresponde al periodo sin lluvias, cuando el caudal del río disminuye y se concentran los contaminantes. El comportamiento similar en diferentes meses del año sugiere una posible fuente de contaminación continua o recurrente para la ruta principal del río Nexapa, e incluso estacional para las rutas de Atlixco y San Jerónimo. Nuevamente la ruta de Atlixco es la segunda con mayores concentraciones de este contaminante, aunque la ruta de San Jerónimo tuvo concentraciones cercanas a esta ruta. La mayor concentración de cadmio se registró en la parte sur de Tepeojuma y norte de Izúcar de Matamoros. Si bien los valores de cadmio no son mayores a los límites de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022), la organización Mundial de la Salud indica riesgo para la salud humana a partir de 0.003 mg L^{-1} (Water Quality Association, 2013), y los valores estimados con cercanos a este umbral.

En el río Nexapa se registraron las concentraciones más altas de cromo durante el mes de febrero de 2023, con un valor de 5 mg L^{-1} . La ruta de Atlixco registro el valor de concentración más alto durante el mes de enero de 2023, con valores que superaron los 0.025 mg L^{-1} . La ruta de San Jerónimo también reporto concentraciones altas en el mes de enero de 2023, aunque con valores que no superaron los 0.15 mg L^{-1} . El segmento 31 reporto la concentración más alta de cromo el 22 de febrero de 2023, con un valor de 0.0854 mg L^{-1} . En el segmento 30 se registró una concentración de 0.0843 mg L^{-1} , y en el segmento 32 presentó una concentración de 0.0824 mg L^{-1} . El comportamiento homogéneo entre concentraciones sugiere una fuente puntual cercana. Sin embargo, no se tiene documentado el registro de alguna descarga residual cercana a dichos segmentos, aunque se ubica en la parte sur del municipio de Izúcar de Matamoros.

En la ruta principal del río Nexapa se registró la concentración más alta de plomo el 9 de febrero de 2023 (0.010 mg L^{-1}), menor al límite máximo permisible establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022), de 1 mg L^{-1} para ríos y 0.5 mg L^{-1} para riego de áreas verdes; esta concentración está en el umbral del máximo permisible (0.01 mg L^{-1}) de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021 (2022) para uso y consumo humano. En la ruta San Jerónimo se registró la concentración más alta de plomo el 27 de enero de 2023, con valores mayores de 0.012 mg L^{-1} . La ruta Atlixco registró los valores más bajos, con concentraciones que no superaron los 0.0035 mg L^{-1} . Aunque la ruta de San Jerónimo presento las concentraciones más elevadas, la ruta principal del río Nexapa presento valores variables a lo largo del año, lo que coincide con el comportamiento de los otros dos metales simulados (cadmio y cromo). El segmento 17 registro el valor más alto de plomo (0.0088 mg L^{-1}) el 22 de febrero de 2023, seguido por el segmento 16 (0.0087 mg L^{-1}) y el segmento 18 (0.0084 mg L^{-1}).

Estos segmentos se ubican en la parte sur de Atlixco y coinciden con los segmentos donde el nitrógeno total reportó sus concentraciones más elevadas, lo que sugiere que existen fuentes puntuales de vierten estos dos contaminantes, posiblemente vertidos por las descargas municipal e industrial del municipio de Atlixco. En la subcuenca las concentraciones de plomo fueron menores a los reportados para la parte alta del río Atoyac, donde se tienen mediciones promedio mayores a 0.2 mg L^{-1} (García-Nieto *et al.*, 2011), lo que se explica porque en la subcuenca predominan las actividades agropecuarias sobre las industriales. Los resultados coinciden con los reportados por Zúñiga-Ruíz, Amaro, Bernal y Reyes (2024) quienes analizaron la calidad del agua subterránea cercana a un relleno sanitario y encontraron que, las concentraciones de Pb y Cd en las temporadas de "norte" y estiaje se encontraron superiores a los límites máximos permisibles para consumo humano de acuerdo con la normatividad nacional e internacional, demostrando con ello el efecto negativo del relleno sanitario en la calidad del agua subterránea.

En todos los segmentos se tuvieron concentraciones de nitrógeno total mayores a los máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022) (Cuadro 2). Aunque los valores para los otros elementos son menores a los máximos permisibles de esta norma, se registran concentraciones de elementos de alta toxicidad, como el cromo, cadmio y plomo.

Los resultados indican que el agua del río Nexapa contaminada por las descargas de aguas residuales generan riesgos de contaminación del suelo de las parcelas agrícolas cercanas a la red de corrientes de este río. De acuerdo con la cartografía del uso de suelo del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2021), la mayor parte de la agricultura bajo riego se localiza en los márgenes del cauce principal del río Nexapa, lo que posiciona a estas áreas agrícolas como altamente vulnerables a la contaminación de sus suelos, tanto por los sedimentos transportados por el río como por el agua utilizada para riego. Por ejemplo, Navarro y Cruz (2023) reportaron que este río presenta varios puntos donde su corriente se desvía a canales de riego, mismos que por su ineficiente estructura causan que entre el 40 y 60% del agua no sea aprovechada por los cultivos, lo que terminan por causarles estrés hídrico y agravar la situación de sus suelos.

Cuadro 2. Valores máximos históricos por agente contaminante.
Table 2. Historical maximum values per pollution agent.

Segmento	Nitrógeno total	Fósforo total	Cadmio	Cromo	Plomo
12	39.865 [†]	6.983	0.002	0.058	0.017
13	42.267 [†]	4.968	0.002	0.043	0.017
14	47.105 [†]	5.828	0.002	0.047	0.019
15	50.874 [†]	6.905	0.002	0.047	0.021
16	53.458 [†]	8.018	0.003	0.050	0.022
17	52.624 [†]	7.963	0.003	0.050	0.022
18	52.268 [†]	9.007	0.003	0.048	0.024
19	49.481 [†]	9.823	0.002	0.047	0.026
20	47.161 [†]	10.327	0.002	0.047	0.028
21	46.206 [†]	10.472	0.003	0.046	0.029
22	47.455 [†]	10.255	0.002	0.045	0.031
23	47.088 [†]	9.711	0.003	0.047	0.032
24	45.181 [†]	8.901	0.003	0.048	0.031
25	44.568 [†]	7.905	0.003	0.049	0.031
26	44.654 [†]	6.802	0.003	0.050	0.031
27	43.410 [†]	5.670	0.003	0.060	0.030
28	41.845 [†]	4.577	0.003	0.069	0.029
44	53.458 [†]	10.472	0.004	0.085	0.032

[†] valores que superan la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022); Límites máximos permisibles: 25 mg L^{-1} para nitrógeno total, 15 mg L^{-1} para fósforo total, 0.2 mg L^{-1} para cadmio, 1 mg L^{-1} para cromo y 0.2 mg L^{-1} para plomo.

[†] Values exceeding the limits established by NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022); Maximum permissible limits: 25 mg L^{-1} for total nitrogen, 15 mg L^{-1} for total phosphorus, 0.2 mg L^{-1} for cadmium, 1 mg L^{-1} for chromium, and 0.2 mg L^{-1} for lead.

Uno de los aspectos más críticos para la calidad del agua del río Nexapa es la entrada de agua contaminada proveniente del río Atoyac al segmento 12, lo que coincide con el análisis de Téllez-Pérez *et al.* (2023) sobre las implicaciones para la actividad agrícola y población humana de la localidad de Emilio Portes Gil. La planta hidroeléctrica Portezuelos utiliza esta agua para generar energía. Sin embargo, este río se reporta como altamente contaminado por las descargas residuales provenientes de las ciudades de Tlaxcala y Puebla. Navarro y Cruz (2023) estimaron el volumen de agua importado en $4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, que termina por llegar al cauce principal del río Nexapa, con severas implicaciones en la calidad del agua por la carga extra de contaminantes.

Áreas de riesgo por Contaminación del Río Nexapa

A partir de la dinámica espacial y temporal del nitrógeno total, contaminante que superó el límite máximo permisible establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 (2022) durante el periodo de simulación, se identificaron como áreas de alto riesgo a la contaminación del segmento 12 al segmento 28 del río Nexapa (Figura 3). Estas áreas corresponden a territorios de los municipios de Atlixco, Huaquechula, Tepeojuma e Izúcar de Matamoros. También el segmento 44, correspondiente al municipio de Chiautla, se asocia a alto riesgo por contaminación por nitrógeno total, y está relacionada con la actividad de la zona cañera de la subcuenca. Otros contaminantes, como plomo y cadmio, están presentes a lo largo del río Nexapa, pero en concentraciones menores a los límites máximos permisibles, por lo que se considera que son aún de riesgo bajo para las áreas agrícolas cercanas al río.

En el Cuadro 3 se presentan los cultivos reportados por el Servicio de Información Agroalimentaria (SIAP) para los municipios de Atlixco, Huaquechula, Tepeojuma e Izúcar de Matamoros cultivados en la zona de riesgo por contaminación del río Nexapa. El cultivo de caña de azúcar destaca como el de mayor área sembrada, seguido de alfalfa verde, maíz grano, elote y cebolla, todos con más de mil hectáreas sembradas. Esto los convierte en los cultivos con mayor riesgo actual a altas concentraciones de nitrógeno de suelos debido a que, aunque altas concentraciones de nitrógeno pueden aumentar el rendimiento del cultivo de caña de azúcar, parámetros del cultivo como grados Brix y la concentración de sucrosa (Zeng *et al.*, 2020).

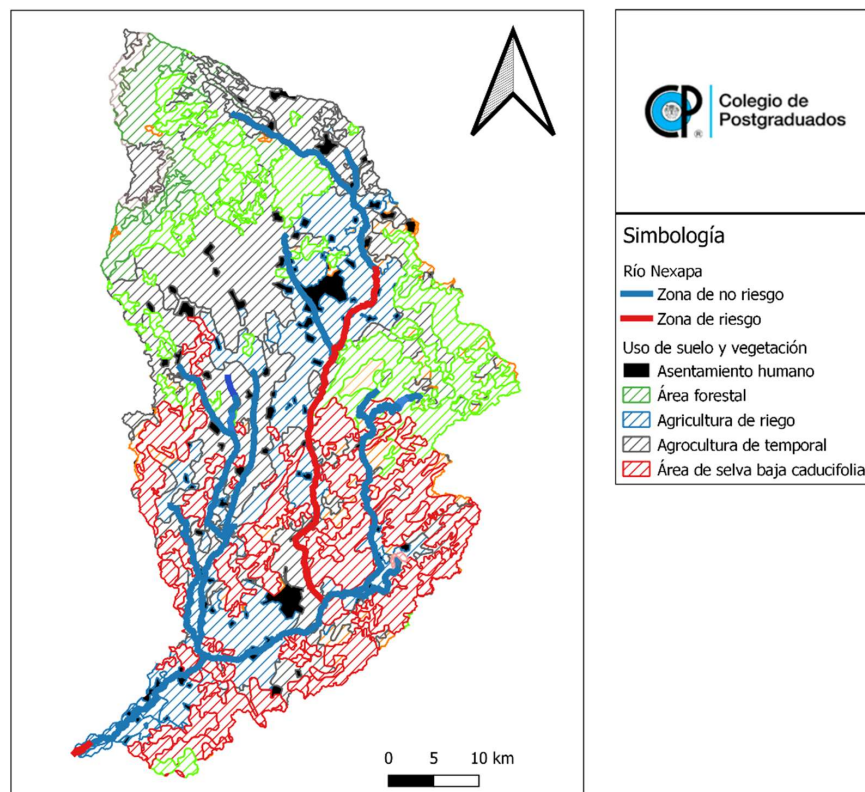


Figura 3. Área de riesgo por contaminación de agentes contaminantes en la subcuenca. Huaquechula
Figure 3. Area at risk of contamination by polluting agents in the Huaquechula sub-basin.

Cuadro 3. Resumen de cultivos, superficie y ciclo de producción.
Table 3. Summary of crops, area and production cycle.

No.	Cultivo	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Perene
1	Acelga	-	105.2 ha	-
2	Aguacate	-	-	231.0 ha
3	Alfalfa verde [†]	-	-	1866.0 ha
4	Alheli	-	16.6 ha	-
5	Arvejon	-	5.5 ha	-
6	Aster	-	6.0 ha	-
7	Betabel	-	12.0 ha	-
8	Cacahuate	-	316.0 ha	-
9	Calabacita	609.5 ha	301.21 ha	-
10	Calabaza	-	4.0 ha	-
11	Camote	-	8.0 ha	-
12	Caña de azúcar [†]	-	-	7531.0 ha
13	Cebolla [†]	705.1 ha	413.0 ha	-
14	Chicharo	-	28.0 ha	-
15	Chile verde	25.4 ha	14.0 ha	-
16	Cilantro	202.4 ha	156.0 ha	-
17	Col	-	18.0 ha	-
18	Col de Bruselas	-	7.9 ha	-
19	Coliflor	-	36.0 ha	-
20	Crisantemo	-	20.0 ha	-
21	Durazno	-	-	4.0 ha
22	Ejote	109.9 ha	193.0 ha	-
23	Elote [†]	437.0 ha	816.5 ha	-
24	Epazote	-	37.0 ha	-
25	Espinaca	-	30.0 ha	-
26	Flor perrito	25.0 ha	6.0 ha	-
27	Frijol	141.5 ha	314.7 ha	-
28	Gladiola	476.4 ha	292.0 ha	-
29	Guaje	-	-	35.0 ha
30	Guayaba	-	-	33.0 ha
31	Hierba buena	-	-	17.0 ha
32	Higo	-	-	18.0 ha
33	Huazontle	92.4 ha	332.0 ha	-
34	Jamaica	-	16.0 ha	-
35	Jicama	-	71.0 ha	-
36	Lechuga	-	49.5 ha	-
37	Limón	-	-	51.0 ha

[†] Cultivos con más de mil hectáreas sembradas.

[†] Crops with more than 1000 hectares planted.

Cuadro 3. Resumen de cultivos, superficie y ciclo de producción (Continuación).
Table 3. Summary of crops, area and production cycle (Continuation).

No.	Cultivo	Otoño-Invierno	Primavera-Verano	Perene
38	Maíz forrajero	66.8 ha	233.0 ha	-
39	Maíz grano*	624.3 ha	784.0 ha	-
40	Manzanilla	-	6.0 ha	-
41	Melón	-	2.0 ha	-
42	Moringa	-	-	12.0 ha
43	Naranja	-	-	3.0 ha
44	Nardo	-	5.0 ha	-
45	Noche buena	-	50.2 ha	-
46	Nopalitos	-	-	35.5 ha
47	Nube	34.4 ha	27.0 ha	-
48	Pápalo	-	28.0 ha	-
49	Pepino	60.0 ha	33.26 ha	-
50	Perejil	-	19.0 ha	-
51	Polar	-	26.0 ha	-
52	Rábano	67.0 ha	102.0 ha	-
53	Rosa	-	-	81.6 ha
54	Sábila	-	-	56.8 ha
55	Sandia	18.7 ha	11.0 ha	-
56	Semilla de caña de azúcar	-	-	890.0 ha
57	Sorgo grano	-	520.0 ha	-
58	Statice	-	13.0 ha	-
59	Té limón	-	-	32.9 ha
60	Terciopelo	-	91.0 ha	-
61	Tomate rojo	18.2 ha	128.0 ha	-
62	Tomate verde	449.0 ha	108.0 ha	-
63	Tulipán	2.6 ha	-	-
64	Uva	-	-	2.5 ha
65	Zanahoria	57.5 ha	22.5 ha	-
66	Zempoalxochitl	-	59.0 ha	-

† Cultivos con más de mil hectáreas sembradas.

† Crops with more than 1000 hectares planted.

En la Figura 4 se muestra el área de riesgo por contaminación por exceso de nitrógenos del río Nexapa, señalando el cauce principal de este cuerpo de agua superficial. Con un área de influencia de 1 km alrededor del margen del río, la mayor parte del buffer se compone parcelas dedicadas a la actividad agrícola bajo riego. En contraste, con un área de influencia de 3 km, se alcanzan las dos grandes zonas urbanas de Atlixco e Izúcar de Matamoros y todas las tierras de cultivo bajo riego y partes de tierras de temporal.

Respecto a las zonas de riesgo y áreas de intervención, Wang *et al.* (2022) indican que el área de influencia de esta contaminación puede extenderse hasta por 3 km alrededor del punto focal de la descarga residual, mientras que en un radio de 1 km a lo largo de los márgenes del río los suelos dedicados a la actividad agrícola pueden presentar impactos directos debido a la presencia de agentes contaminantes, situación que se agrava en los sitios donde el agua del río se usa para riego agrícola. Con estos criterios, el estudio mostró la contaminación del río Nexapa afecta una superficie importante de tierras agrícolas.

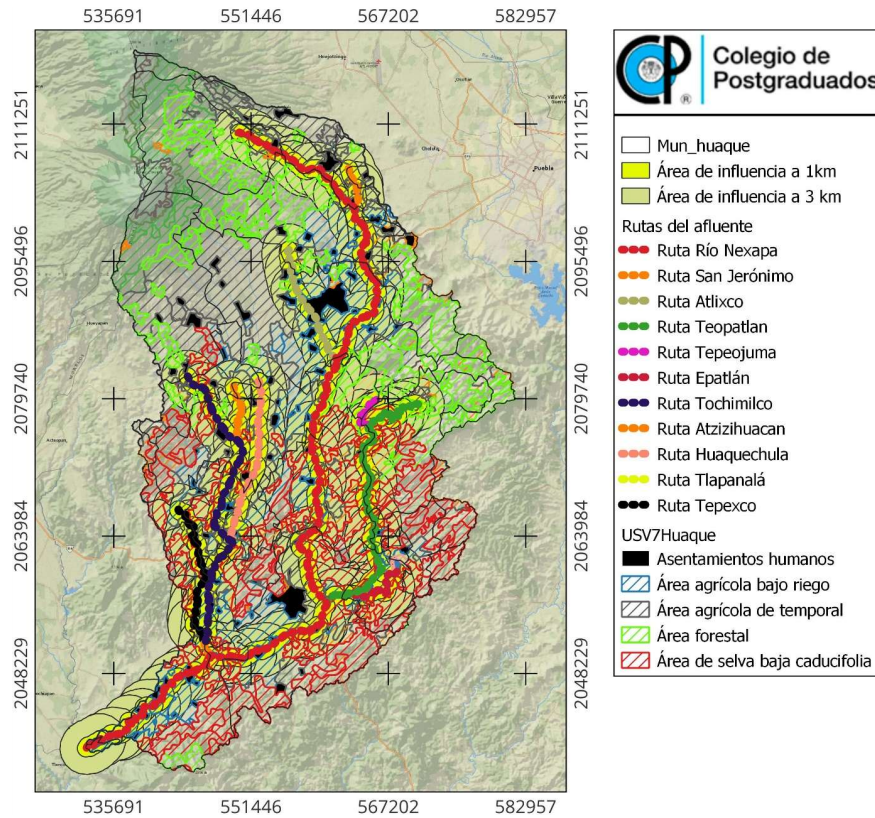


Figura 4. Área de influencia de la contaminación del río Nexapa.
Figure 4. Area of influence of the Nexapa river pollution.

CONCLUSIONES

El objetivo principal de este estudio fue identificar zonas agrícolas con riesgo a la contaminación por la influencia del río Nexapa, en la subcuenca Huaquehula, a partir del análisis espacial y temporal del transporte y la acumulación de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo, el cual indicó áreas con riesgo a contaminación por exceso de nitrógeno (valores mayores a los límites máximos permisibles), pero no se tuvo áreas agrícolas con riesgo a otros contaminantes. El riesgo a la contaminación es mayor tanto para años de baja precipitación como periodos del año sin lluvias, debido al decremento del caudal del río, lo que causa una mayor concentración de contaminantes.

Las áreas urbanas de los municipios de Atlixco, Huaquechula, Tepeojuma e Izúcar de Matamoros constituyen una zona de riesgo para la agricultura de riego llevada a cabo en las cercanías del cauce principal del río Nexapa. Estas áreas corresponden a descargas altas de aguas residuales urbanas e industriales. El riesgo se asocia a potenciales efectos de eutroficación del agua, salinización de suelos, bioacumulación de metales pesados en cultivos y riesgos para la salud humana por la percolación de contaminantes hacia los mantos freáticos.

En la parte más baja de la subcuenca, al norte del municipio de Chietla, se registra un alto riesgo por altas concentraciones de metales pesados (cadmio, cromo y plomo) y nitrógeno y fósforo total. Esto se asocia al transporte de los contaminantes a lo largo de la subcuenca y a la actividad del cultivo de caña de azúcar.

El uso del modelo WASP y el sistema de información geográfica QGIS es una herramienta aplicable a condiciones como el río Nexapa, para el análisis de tendencias espaciales y temporales del transporte y acumulación de nitrógeno total, nitrato, fósforo total, cadmio, cromo y plomo. Sus resultados permiten identificar áreas donde las concentraciones representan un riesgo para los suelos de sistemas agrícolas bajo riego.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

No aplicable.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FINANCIACIÓN

Colegio de Postgraduados.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización, investigación documental y de campo, redacción de borrador final: J.C.F.C. y A.B.G. Revisión análisis estadístico: B.R.V. Supervisión estudios laboratorio: A.D.A. Modelación y revisión de borrador final: F.J.E.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por patrocinar el programa de doctorado del primer autor.

LITERATURA CITADA

- Algailani, E., & Hayder, G. (2024). Assessment and spatial mapping of water quality parameters using QGIS: creating a dynamic map. *Water Quality Research Journal*, 60(1). <https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.036>
- Anzules, I. C., & Castro, D. W. (2022). Contaminación ambiental. *Revista Científica Mundo de la Investigación y Conocimiento*, 6(2), 95-103. [https://doi.org/10.26820/recimundo/6.\(2\).abr.2022.93-103](https://doi.org/10.26820/recimundo/6.(2).abr.2022.93-103)
- Araiza-Aguilar, J. A., Cram-Heydrich, S., Ruiz-Rivera, N., Oropeza-Orozco, O., Fernández-Lomelín, M. D. P., & Rojas-Valencia, M. N. (2021). GIS-based approach to zoning the risk associated with municipal solid waste management: Application to regional scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08864-y>
- Ávila, H., Tudares, C., Sánquiz, M., Araujo, M., Morales, N., Rojas, J., & Pirela, D. (2007). Nitrógeno y fósforo en aguas superficiales de la parte baja del río Catatumbo. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería*, 30(29), 29-35.
- Calvachi, G. L., & Ortiz, I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 1581, 72-88.
- Deepa-Varsha, K. C., Rahiman, A. W. A., Arunbabu, E., Kishoore, A. J., & Priyadharshini, N. (2023). Water quality simulation using the WASP model for eutrophication control in a South Indian Reservoir. *Water Practice and Technology*, 18(11), 2740-2758. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.173>
- Ernst, M. R., & Owens, J. (2009). Development and application of a WASP model on a large Texas reservoir to assess eutrophication control. *Lake and Reservoir Management*, 25(2), 136-148. <https://doi.org/10.1080/07438140902821389>
- Escobar, J. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar (Serie Recursos Naturales e Infraestructura N.º 50)*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). ISBN: 92-1-322090-1.
- ESRI (2004). *ArcGis User's Guide. Released 9*. Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute.
- ESRI (2015). *ArcGis User's Guide. Released 10.1*. Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute.
- García-Nieto, E., Carrizalez-Yañez, L., Juárez-Santacruz, L., García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., Briones-Corona, E., & Vázquez-Cuecuecha, O.G. (2011). Plomo y arsénico en la subcuenca del Alto Atoyac en Tlaxcala, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 7-17.
- Guzmán-Colis, G., Thalasso, F., Ramírez-López, E. M., Rodríguez-Narciso, S., Guerrero-Barrera, A. L., & Avelar-González, F. J. (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río san pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(2), 89-102.
- Ihl, T., Bautista, F., Cejudo-Ruiz, F. R., Delgado, M. D. C., Quintana-Owen, P., Aguilar, D., & Goguitchaichvili, A. (2015). Concentration of toxic elements in topsoils of the metropolitan area of Mexico City: a spatial analysis using Ordinary kriging and Indicator kriging. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(1), 47-62.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2021). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie VII*. Aguascalientes, México: INEGI-CONABIO.
- Iqbal, M. M., Shoaib, M., Agwanda, P., & Lee, J. L. (2018). Modeling approach for water-quality management to control pollution concentration: A case study of Ravi River, Punjab, Pakistan. *Water*, 10(8), 1068. <https://doi.org/10.3390/w10081068>

- King, K. W., Williams, M. R., Macrae, M. L., Fausey, N. R., Frankenberger, J., Smith, D. R., ... & Brown, L. C. (2015). Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 467-485. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.04.0163>
- Knightes, C. D. (2023). Simulating Hypoxia in a New England Estuary: WASP8 Advanced Eutrophication Module (Narragansett Bay, RI, USA). *Water*, 15(6), 1204. <https://doi.org/10.3390/w15061204>
- Lui, N., Meng, F., Zhang, L., Qin, Y., Xue, H., & Liang, Z. (2024). Toxicity threshold and ecological risk of nitrate in rivers based on endocrine-disrupting effects: a case study in the Luan river basin, China. *Science of The Total Environment*, 930, 172859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172859>
- Loaiza, J. G., Rangel-Peraza, J. G., Sanhouse-García, A. J., Monjardín-Armenta, S. A., Mora-Félix, Z. D., & Bustos-Terrones, Y. A. (2021). Assessment of water quality in a tropical reservoir in Mexico: seasonal, spatial and multivariable analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(14), 7456. <https://doi.org/10.3390/ijerph18147456>
- Loboda, N., & Daus, M. (2021). Development of a method of assessment of ecological risk of surface water pollution by nitrogen compounds. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10), 15-25. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2021.243058>
- Morales-García, S. S., Meza-Olvera, E., Shruti, V. C., & Sedeño-Díaz, J. E. (2020). Assessment of metal contamination and their ecological risks in wetland sediments of the former Texcoco saline lake, Mexico. *Journal of Soils and Sediments*, 20(7), 2912-2930. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02613-3>
- Navarro-Frómeta, A. E., & Cruz-Aviña, J. R. (2023). La importancia de los ríos pequeños: el caso del río Nexapa. En Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (Ed.), *Agua para la vida* (pp. 96-115). Pachuca de Soto, Hidalgo, México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. ISBN: 978-607-482-748-4
- Neri-Ramírez, E., Enrique, J. E. R. P., & Martínez, R. D. (2022). Characterization of producers who use wastewater for irrigation of vegetables and forages. *Agro Productividad*, 15(8), 49-56. <https://doi.org/10.32854/agrop.v15i8.2072>
- NOM-001-SEMARNAT-2021 (Norma Oficial Mexicana). (2022). establecer límites máximos permitidos de contaminantes en descargas de aguas residuales a cuerpos receptores de propiedad federal, publicada el 11 de marzo de 2022. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- NOM-127-SSA1-2021 (Norma Oficial Mexicana). (2022). Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua, publicada el 2 de mayo de 2022. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- Obin, N., Tao, H., Ge, F., & Liu, X. (2021). Research on water quality simulation and water environmental capacity in lushui river based on WASP model. *Water*, 13(20), 2819. <https://doi.org/10.3390/w13202819>
- Olvera-Bautista, I., Ocampo-Fletes, I., Tornero-Campante, M. A., Silva-Gómez, S. E., & González-Flores, E. (2020). Calidad agronómica del agua residual tratada utilizada en la producción agrícola en Atlixco, Puebla. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 17(4), 603-614. <https://doi.org/10.22231/asyd.v17i4.1394>
- QGIS.org (2022). *QGIS Geographic Information System. User's Guide. Version 3.28*. Grüt, Switzerland: QGIS Association.
- Rivas, Z., Sánchez, J., Troncone, F., Márquez, R., Ledo de Medina, H., Colina, M., & Gutiérrez, E. (2009). Nitrógeno y fósforo totales de los ríos tributarios al sistema Lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia*, 34(5), 308-314.
- Santos-Santos, T. F., & Camacho, L. A. (2022). An integrated water quality model to support multiscale decisions in a highly altered catchment. *Water*, 14(3), 374. <https://doi.org/10.3390/w14030374>
- Sun, Y., Zhang, W., Peng, H., Zhou, F., Jiang, A., Chen, X., & Wang, H. (2023). The impacts of climate change on the hydrological process and water quality in the three gorges reservoir area, China. *Water*, 15(8), 1542. <https://doi.org/10.3390/w15081542>
- Téllez-Pérez, V., Ocampo-Fletes, I., Tornero-Campante, M. A., López, P. A., Villarreal-Manzo, L. A., & Mendoza-Hernández, J. C. (2023). Percepción de los agricultores sobre el riesgo por el uso de agua residual para riego en la zona de Atlixco, Puebla. *Acta Universitaria*, 33, 1-18. <https://doi.org/10.15174/au.2023.3676>
- Wang, L., Zeraatpisheh, M., Wei, Z., & Xu, M. (2022). Heavy metal pollution and risk assessment of farmland soil around abandoned domestic waste dump in Kaifeng City. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 946298. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.946298>
- Water Quality Association. (2013). *Cadmium: Technical Application Bulletin*. Lisle, IL: Water Quality Association.
- Yadav, D. V., Jain, R., & Rai, R. K. (2009). Impact of heavy metals on sugarcane. En I. Sherameti & A. Varma (Eds.), *Soil heavy metals* (pp. 339-367). Berlin, Alemania: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_16
- Żelazny, M., Bryła, M., Ozga-Zielinski, B., & Walczykiewicz, T. (2023). Applicability of the WASP model in an assessment of the impact of anthropogenic pollution on water quality-Dunajec River case study. *Sustainability*, 15(3), 2444. <https://doi.org/10.3390/su1503244>
- Zeng, X. P., Zhu, K., Lu, J. M., Jiang, Y., Yang, L. T., Xing, Y. X., & Li, Y. R. (2020). Long-term effects of different nitrogen levels on growth, yield, and quality in sugarcane. *Agronomy*, 10(3), 353. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030353>
- Zúñiga-Ruíz, P., Amaro-Espejo, I. A., Bernal-Ramírez, R. D. G., & Reyes-Velázquez, C. (2024). Evaluación de la calidad del agua subterránea cercana a un relleno sanitario. *Terra Latinoamericana*, 42, 1-10. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1814>