

CONTRIBUCIONES SELECTAS EN ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL



Editado por:

Leobardo Manuel Gómez Oliván
Hariz Islas Flores
Patricia Ramírez Romero
Marcela Galar Martínez
Juan Carlos Sánchez Meza
Xochitl Guzmán García
Guadalupe Barrera Escorcía
José Luís Zavala Aguirre
Eloy Gasca Pérez
Octavio Dublán García



AMEQA

Contribuciones Selectas en Ecotoxicología y Química Ambiental

Fotografía de portada: Leopoldo I. Flores. 2021.

Primera edición, 2021.

Publicación arbitrada por el Comité Científico de AMEQA.

© AMEQA

www.ameqa.org

Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental.

Rio Parral 65

Paseos de Churubusco

Iztapalapa

CP09030

Ciudad de México, México

ISBN- 978-607-99510-0-9

Reservados todos los derechos. No se permite la reproducción total o parcial de esta obra, ni su incorporación a un sistema informático, ni su transmisión en cualquier forma o por cualquier medio (electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros) sin autorización previa y por escrito de los titulares del copyright. La infracción de dichos derechos puede constituir un delito contra la propiedad intelectual. Se autoriza la reproducción del contenido de esta obra, siempre y cuando se cite la fuente.

Hecho en México / Made in Mexico

CONTRIBUCIONES SELECTAS EN ECOTOXICOLOGÍA Y QUÍMICA AMBIENTAL

Editado por:

Leobardo Manuel Gómez Oliván

Hariz Islas Flores

Patricia Ramírez Romero

Marcela Galar Martínez

Juan Carlos Sánchez Meza

Xochitl Guzmán García

Guadalupe Barrera Escorcía

José Luís Zavala Aguirre

Eloy Gasca Pérez

Octavio Dublán García



AMEQA

ÍNDICE

TOMO 1

Foto de Portada por Leopoldo I. Flores. 2021.

	Página
Prólogo	2
Índice	4
Capítulo 1. EFFECTO DE LAS PRECIPITACIONES ATÍPICAS EN EL CONTENIDO DE NITRÓGENO EN <i>Thalassia testudinum</i> . Dilian Anguas-Cabrera, Karla Camacho-Cruz, Ma. Concepción Ortiz-Hernández, Alberto Sánchez.	7
Capítulo 2. ACUMULACIÓN DE FÓSFORO EN SEDIMENTOS DE LA ZONA LITORAL DEL LAGO TOCHAC, HIDALGO, MÉXICO . Agustín de Jesús Quiroz Flores, María Guadalupe Miranda Arce.	26
Capítulo 3. RESPUESTAS DE LOS OCTOCORALES ANTE LA EUTROFIZACIÓN DE LAS ZONAS MARINO-COSTERAS: REVISIÓN Y SÍNTESIS . Néstor Rey-Villiers, Alberto Sánchez, Patricia González-Díaz.	39
Capítulo 4. OCURRENCIA, DESTINO, DETECCIÓN Y EFECTOS TÓXICOS DE ANTIBIÓTICOS EN AMBIENTES ACUÁTICOS . Edgar David González-González, Leobardo Manuel Gómez-Oliván, Marcela Galar-Martínez, Hariz Islas-Flores, María Dolores Hernández-Navarro.	67
Capítulo 5. IMPACTO ECOTOXICOLÓGICO DEL 17α-ETINILESTRADIOL (EE2) EN AMBIENTES ACUÁTICOS . Alejandro Mejía-García, Leobardo Manuel Gómez Oliván.	92
Capítulo 6. DESTINO, OCURRENCIA Y EFECTOS TÓXICOS DE EDULCORANTES ARTIFICIALES, UN NUEVO TIPO DE CONTAMINANTES EMERGENTES . Livier Mireya Sánchez Aceves, Leobardo Manuel Gómez-Oliván, Hariz Islas-Flores, Marcela Galar-Martínez.	118
Capítulo 7. PLAGUICIDAS Y CÁNCER EN BAJA CALIFORNIA: REVISIÓN SISTEMÁTICA (1950-2016) . María Evarista Arellano García , Olivia Torres Bugarín, Marco Antonio García Zárate, Ana Erika Ruiz Arellano .	151
Capítulo 8. EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DE CONTAMINANTES AMBIENTALES MEDIANTE EL ENSAYO FETAX . Itzayana Pérez-Alvarez, Hariz Islas-Flores, Leobardo Manuel Gomez-Oliván, Germán Chamorro Cevallos.	175
Capítulo 9. DETERMINACIÓN DE LA EXPRESIÓN GÉNICA DE CYP1A EN PECES PLANOS EN EL SURESTE DEL GOLFO DE MÉXICO . Wendy Donaji Nicolás-González, Isajav Rivas-Reyes, Mayra Alejandra Cañizares-Martínez, Mercedes Quintanilla-Mena, Victoria Patiño-Suárez, Marcela Del Río-García, Omar Zapata-Pérez, Carlos Puch-Hau.	206
Capítulo 10. CAMBIOS EPIGENÉTICOS POSIBLEMENTE ASOCIADOS CON LA PRESENCIA DE CONTAMINANTES EN PECES DEL NOROESTE DEL GOLFO DE	230

MÉXICO: NIVELES DE METILACIÓN GLOBAL DEL ADN. Mercedes Quintanilla-Mena, Isajav Rivas-Reyes, Alejandra Cañizares-Martínez, Victoria Patiño-Suárez, Marcela Del Río-García, Carlos Puch-Hau.	
Capítulo 11. GENES BIOMARCADORES DE CONTAMINANTES: UNA VISIÓN DESDE EL LABORATORIO DE BIOTECNOLOGÍA Y TOXICOLOGÍA MOLECULAR, CINVESTAV, MÉRIDA, MÉXICO. María Victoria Patiño-Suárez, Mayra Alejandra Cañizares-Martínez, Mercedes Quintanilla-Mena, Marcela Del Río-García, Isajav Rivas-Reyes, Omar Zapata-Pérez, Carlos Puch-Hau.	257
Capítulo 12. LA CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR HIDROCARBUROS EN MÉXICO: EFECTOS EN EL AMBIENTE Y LA SALUD HUMANA. Alejandro Islas-García, Arely Vergara-Castañeda, Laura Martino-Roaro, Adriana Benitez Rico, Tomás Chávez-Miyauchi.	286
Capítulo 13. BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS DE LA LAGUNA DE SAN JUAN, ASCENSIÓN, CHIHUAHUA Y SU EVALUACIÓN EN PLANTAS DE <i>Solanum lycopersicum</i>. Marisela Yadira Soto-Padilla, Jorge Deciderio Carrillo-Méndez, Edith Flores-Tavizón, Luis Gerardo Bernadac-Villegas, Sergio Saúl-Solís, Miguel Domínguez-Acosta, Felipe Adrián Vázquez Galvez.	317
Capítulo 14. ESTADO ACTUAL DE LA CONTAMINACIÓN COSTERA DE LATINOAMÉRICA POR COMPUESTOS ORGÁNICOS DE ESTAÑO. Russell Giovanni Uc Peraza , Victor Hugo Delgado-Blas ,Gilberto Fillmann.	344
Capítulo 15. EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA BIOLÓGICA DE FILTROS A BASE DE ARCILLA UTILIZADOS EN LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA. Luis Bernadac-Villegas, Alba Corral-Avitia, Leobardo Gómez-Oliván, Dora Solís-Casados, Marisela Soto-Padilla.	373
Capítulo 16. VARIABLES NO CONSIDERADAS EN UNA EXTRACCIÓN CONTINUA Y SU INFLUENCIA EN DIAGNÓSTICOS AMBIENTALES DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS. Carlos M. Morales-Bautista· José del C. Méndez-Moreno· Alejandra E. Espinoza de los Monteros R· Carolina G. Martínez-Chávez	491
Capítulo 17. EVALUACIÓN DE LA ESTABILIDAD LISOSOMAL Y NADO CONTRACORRIENTE EN <i>MACROBRACHIUM SP.</i> EXPUESTOS A SEDIMENTOS CONTAMINADOS CON DIÉSEL Y BIODIÉSEL. Alma Diana Arellano Mondragón, Patricia Ramírez Romero, Guadalupe Barrera Escorcia, Xenia Mena Espino.	512
Capítulo 18. OCURRENCIA, DESTINO, DETECCIÓN Y EFECTOS TÓXICOS DE QUINOLONAS EN AMBIENTES ACUÁTICOS. Jonathan Ricardo Rosas-Ramírez, Hariz Islas-Flores, Leobardo Manuel Gómez-Oliván.	540
Capítulo 19. EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DEL BIODIÉSEL EN RENACUAJOS DE RANA TORO <i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802). Claudia Verónica De La Cruz Moreno, Guadalupe Barrera Escorcia, Patricia Ramírez Romero , Xenia Mena Espino, Héctor Barrera Villa Zevallos.	573
Capítulo 20. DETERMINACIÓN DE UNA CEPA SILVESTRE DE <i>PLANKTOTHRIX AGARDII</i> PRODUCTORA DE SAXITOXINA PROCEDENTE DE LA LAGUNA DE ZUMPANGO, ESTADO DE MÉXICO. Luis A. Rodríguez-Guerrero, Víctor M. Luna-Pabello.	601

Capítulo 21. EFFECTO REPROTÓXICO Y TRANSGENERACIONAL DEL HERBICIDA DICAMBA EN EL MODELO BIOLÓGICO <i>Drosophila melanogaster</i>. Mendoza-Ortiz Eva Daniela, Ramos-Morales Patricia.	619
Capítulo 22. <i>Drosophila</i>, ORGANISMO MODELO PARA LA EVALUACIÓN DE DAÑO REPROTOXICO Y TRANSGENERACIONAL. Evangelista-Casimiro Rubi, Ramos-Morales Patricia.	645
Capítulo 23. MORFOLOGÍA Y ALTERACIONES EN CÉLULAS SANGUÍNEAS EN PECES DE TECOLUTLA, VER., MANANTLÁN, JAL. Y VALLE DE BRAVO, EDO DE MÉX. Brian Real-Huescas, José Roberto Jerónimo-Juárez, Misael Hernández-Díaz, Irma Hernández-Calderas, Fernando M. Matadamas-Guzmán, Patricia Ramírez-Romero, Xochitl Guzmán-García.	678
Capítulo 24. EFFECTO REPROTÓXICO Y TRASGENERACIONAL INDUCIDO POR EL ÁCIDO 2,4-DICLOROFENOXIACÉTICO (2,4-D) EN <i>Drosophila melanogaster</i>. Edgar Alberto Ragde Gutiérrez Álvarez, Patricia Ramos Morales.	704
Capítulo 25. EFFECTOS TÓXICOS Y POTENCIAL DE BIORREMOCION DEL COLORANTE AZO "ROJO CONGO" POR DOS MICROALGAS CLOROFÍCEAS. Aldo Azael Chávez Vargas, Miriam Azucena Hernández Zamora, Felipe Fernando Martínez Jerónimo.	727
Capítulo 26. EFFECTO REPROTÓXICO DEL TRICLOSAN EN DOS LÍNEAS DE <i>Drosophila melanogaster</i>. Sergio Daniel Parra Barrera, Adriana Muñoz Hernández, Patricia Ramos Morales.	756
Capítulo 27. ESTRÉS GENOTÓXICO DEL METIL METANO SULFONATO EN HEMBRAS Y MACHOS DE <i>D. MELANOGASTER</i>: UNA RESPUESTA DIFERENCIAL EN BIOMARCADORES REPROTÓXICOS. Estefania Arroyo Jilote, Patricia Ramos Morales.	780
Capítulo 28. ANOMALÍAS MACROSCÓPICAS POR EXPOSICIÓN A METALES PESADOS EN LARVAS DE ANFIBIOS ANUROS. David Ramiro Aguillón Gutiérrez.	810
Capítulo 29. EVALUACIÓN FISCOQUÍMICA, MICROBIOLÓGICA Y TOXICOLÓGICA DE LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL DEL CAUCE DEL RÍO BALSAS, REGION TIERRA CALIENTE DE GUERRERO. Lubybed Escobar Sarabia, Diana Pérez de Jesús, Francisco Zavala Hernández, Maribel Ramírez Orozco.	834
Capítulo 30. CONCENTRACIONES DE METALES EN LA POBLACIÓN DE LA TORTUGA LORA <i>Lepidochelys kempii</i> QUE ANIDA EN EL SANTUARIO PLAYA DE RANCHO NUEVO, TAMAULIPAS, MÉXICO. Alma Delia Nava Montes, Patricia Ramírez Romero.	855

Capítulo 4

OCURRENCIA, DESTINO, DETECCIÓN Y EFECTOS TÓXICOS DE ANTIBIÓTICOS EN AMBIENTES ACUÁTICOS

Edgar David González-González^{1*}

Leobardo Manuel Gómez-Oliván¹

Marcela Galar-Martínez²

Hariz Islas-Flores¹

María Dolores Hernández-Navarro¹

¹ Laboratorio de Toxicología Ambiental, Departamento de Farmacia, Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Paseo Colón intersección Paseo Tollocan s/n, Col. Residencial Colón, C.P. 50120, Toluca, Estado de México, México.

² Laboratorio de Toxicología Acuática. Departamento de Farmacia, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Prolongación de Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Santo Tomás, C.P. 11340, Ciudad de México, México

* ed.gonzalezg@hotmail.com

Resumen

Los antibióticos son un grupo importante de productos farmacéuticos en la medicina actual. Además de utilizarse en el tratamiento de infecciones humanas, también se usan en medicina veterinaria. Los residuos de antibióticos representan un grave problema medioambiental por su consumo excesivo e introducción continua. La presencia de antibióticos y sus metabolitos en los ecosistemas acuáticos, en concentraciones que van desde ng/L hasta mg/L, afecta a los hidrobiontes. Los efectos ecotoxicológicos varían en función del tipo de fármaco, la sensibilidad de las especies, la concentración del tóxico y el tiempo de exposición. Estos efectos los producen los residuos de antibióticos, los metabolitos formados y/o los productos de degradación que, en algunas ocasiones, generan sustancias más tóxicas que el compuesto original. Este trabajo revisa y recopila la información sobre los principales ensayos de ecotoxicidad de los antibióticos, considerando las diferentes vías de entrada en el ambiente acuático, su destino y la toxicidad que producen en las especies más relevantes de los ecosistemas acuáticos.

Palabras clave: antibióticos, ecotoxicidad, ambientes acuáticos

1. Antibióticos

Se denomina antibiótico a cualquier sustancia química producida por un microorganismo, utilizada para eliminar o inhibir el crecimiento de otros microorganismos infecciosos. Una propiedad común de todos los antibióticos es la toxicidad selectiva; presentan una toxicidad hacia los organismos invasores superior a la que muestran frente a animales o seres humanos. En un principio, el término antibiótico sólo se empleaba para referirse a los compuestos orgánicos de origen biológico, los cuales se obtienen de cultivos de bacterias u hongos, que resultan tóxicos para otros microorganismos. En la actualidad también se emplea para denominar compuestos sintéticos, los producidos exclusivamente por síntesis química, o semisintéticos, cuando a partir de un núcleo básico del antibiótico producido por el microorganismo, se modifican algunas de sus características químicas para mejorar sus propiedades farmacocinéticas o su espectro o, incluso, para disminuir su toxicidad (Lorenzo et al., 2008).

Su clasificación puede realizarse con base a diferentes criterios. Según la presencia de grupos químicos particulares se dividen en (Mestres & Duran, 2012):

b-lactámicos

Son un grupo de antibióticos de origen natural o semisintético que se caracterizan por poseer en su estructura un anillo betalactámico. Actúan inhibiendo la última etapa de la síntesis de la pared celular bacteriana. Constituyen la familia más numerosa de antimicrobianos y la más utilizada en la práctica clínica ya que presentan características favorables, tales como: una buena absorción oral, buena difusión, escasos efectos adversos, así como el amplio y diferente espectro de acción alcanzado por los diversos fármacos. Forman parte de este grupo: a) penicilinas: destacan aquellas que son naturales, como penicilina G, aquellas con actividad antiestafilocócica como cloxacilina, las de espectro amplio como amoxicilina o ampicilina, o las antipseudomonas como piperacilina y b) cefalosporinas: las cuatro generaciones diferentes que existen se diferencian en el espectro antibacteriano. De 1ª generación destacan cefalexina, cefalotina o cefadroxilo; de 2ª generación: cefuroxima o cefoxitina; de 3ª generación: cefotaxima, ceftriaxona, cefixima o ceftazidima y de 4ª generación: cefepima. Inhiben la síntesis de la pared bacteriana y promueven la activación de enzimas autolíticas que producen la lisis de la bacteria (Seija & Vignoli, 2016).

Aminoglucósidos

Este grupo de antibióticos contienen dos o más aminoazúcares unidos por enlaces glucosídicos a un anillo aminociclitol. Se unen de forma irreversible a la subunidad 30S del ribosoma, interfiriendo la lectura correcta del código genético con el consiguiente bloqueo de la síntesis proteica de la bacteria. Forman parte de este grupo: estreptomicina, neomicina, gentamicina, amikacina, kanamicina, tobramicina y netilmicina. Actúan inhibiendo la síntesis de proteínas bacterianas. Son antibióticos que no se absorben por vía oral por lo que se administran vía intravenosa o intramuscular. Son antibióticos muy activos contra bacilos gramnegativos y generalmente se suelen asociar a otro antibiótico. Las reacciones adversas más importantes son: ototoxicidad y nefrotoxicidad (Seija & Vignoli, 2016).

Macrólidos

Se caracterizan por tener como núcleo un anillo macrocíclico de lactona multimembrado al cual se unen desoxiazúcares aminados. Se unen a la subunidad 50S del ARN ribosómico en forma reversible. La unión se realiza mediante la formación de puentes de hidrógeno entre diferentes radicales hidroxilo del macrólido y determinadas bases del ARNr. Esto provoca un bloqueo en las reacciones de transpeptidación y traslocación. Forman parte de este grupo: eritromicina, claritromicina, azitromicina y espiramicina. Actúan por inhibición de la síntesis de proteínas. Se pueden administrar por vía oral o parenteral para tratar infecciones por bacterias poco sensibles a otros antibióticos. Entre los efectos adversos más frecuentes se encuentra el dolor abdominal, principalmente por eritromicina, debido a su efecto sobre la motilidad gastrointestinal, así como hepatotoxicidad (Lucas et al., 2007).

Quinolonas

Las quinolonas de uso clínico tienen una estructura formada por dos anillos, con un nitrógeno en la posición 1, un grupo carbonilo en la posición 4 y un grupo carboxilo en la posición 3. La potencia y espectro aumenta cuando lleva un átomo de flúor normalmente en la posición 6, dando lugar a las fluoroquinolonas. Las quinolonas son antibióticos bactericidas y actúan inhibiendo la ADN girasa, enzima que cataliza el superenrollamiento del ADN cromosómico, que asegura una adecuada división celular. Forman parte de este grupo: norfloxacin, ciprofloxacino, levofloxacino, moxifloxacino. Actúan inhibiendo la síntesis de ADN bacteriano. Existen formas de administración por vía parenteral o vía oral. Tienen un espectro de acción amplio y variado, así norfloxacin y ciprofloxacino presentan actividad especialmente frente a gramnegativos. Otros como levofloxacino y moxifloxacino presentan un espectro más amplio cubriendo incluso *Streptococcus*, *Moraxella* o *Haemophilus* sp. Son antibióticos bien tolerados y con baja incidencia de efectos adversos, destacando como más grave la toxicidad articular (a nivel de cartílago) (Alós, 2009).

Tetraciclinas

Estos compuestos se derivan de las sustituciones de 4 anillos en el núcleo hidronaftaceno, son derivados análogos de la naftaceno-carboxaneda policíclica. Actúan inhibiendo la síntesis de las proteínas bacterianas mediante la unión a la subunidad ribosomal 30S de las bacterias. Forman parte de este grupo: tetraciclina, clortetraciclina, minociclina, doxiciclina, oxitetraciclina y tigeciclina. Actúan inhibiendo la síntesis de proteínas. Presentan un amplio espectro antibacteriano (gramnegativos, grampositivos, y otras bacterias poco frecuentes) (Vicente & Pérez-Trallero, 2010).

Sulfonamidas

Su estructura química contiene azufre, oxígeno y nitrógeno que forman el núcleo de la molécula de las sulfamidas. Su estructura es similar al ácido paraaminobenzoico, un factor requerido por las bacterias para la síntesis del ácido fólico. Forman parte de este grupo: sulfametoxazol, sulfasalazina, sulfadiazina. Actúan inhibiendo la síntesis de ácido fólico necesario para la replicación del ADN. Relacionado con el grupo está el trimetoprim que también inhibe esta síntesis, aunque en un paso diferente. Generalmente se suelen utilizar asociados. Poseen un amplio espectro de acción si bien se suelen utilizar para el tratamiento de *Nocardia* sp, la enfermedad inflamatoria intestinal (sulfasalazina), quemaduras y úlceras (sulfadiazina) o en la profilaxis de neumonía por *Pneumocystis carinii* en pacientes inmunodeprimidos (Vicente & Pérez-Trallero, 2010).

1.2. Uso y consumo de antibióticos

Los patrones de uso pueden ser distintos en diferentes países (Kümmerer, 2009b). Wise (2002) estima que el consumo de antibióticos en todo el mundo se encuentra entre 100,000 y 200,000 toneladas por año. El consumo humano total, per cápita y la proporción individual de cada compuesto, así como las tasas de prescripción de antibióticos y la ingesta sin receta varían notablemente entre países (Mölstad et al., 2002).

Los antibióticos β -lactámicos, incluidos los subgrupos de penicilinas, cefalosporinas y, como fracciones marginales, carbapenémicos y otros, constituyen la mayor parte de los antibióticos de uso humano en la mayoría de los países. Representan aproximadamente el 50-70% del uso total de antibióticos. En la mayoría de los países, las sulfonamidas, los macrólidos y las fluoroquinolonas siguen un orden decreciente de uso (Goossens et al., 2005; Kümmerer, 2003).

Si los antibióticos se venden en el mostrador, es decir, sin receta, el consumo podría ser aún mayor. De acuerdo con las diferentes legislaciones y los diferentes grados de importancia atribuidos al uso de antibióticos, existen datos

confiables que brindan información sobre el uso total y los patrones de uso de antibióticos y el consumo per cápita para solo unos pocos países (Kümmerer, 2003).

Debido a que los datos internacionales se basan únicamente en estimaciones, se desconoce el verdadero volumen de uso de antimicrobianos en el sector agroalimentario. Las cantidades de antibióticos utilizadas están sujetas a confusión; para la mayoría de los países no hay datos o sólo se dispone de valores aproximados (Kümmerer, 2009b).

Existen reportes de la contribución de la agricultura, el ganado y, en general, de los animales destinados al consumo, en la contaminación por antibióticos en el ambiente (estos compuestos son administrados en grandes cantidades a dichos animales para promover su crecimiento), provocando una preocupación creciente en todo el mundo, debido al hecho de que tales antibióticos pertenecen a la misma clase de los utilizados en los seres humanos (como tetraciclinas y aminoglucósidos). En respuesta a este problema, la Unión Europea ha prohibido el uso de antibióticos como aditivos en forrajes para estimular el crecimiento de estos animales, ya que existe evidencia de resistencia cruzada a los agentes antimicrobianos utilizados en tratamientos en humanos (Cromwell, 2002; Gaskins et al., 2002; Heuer et al., 2006).

Los antibióticos son utilizados de diversas formas en medicina veterinaria. Lo que surge como obvio es su utilización en forma terapéutica, para el tratamiento de determinadas enfermedades infecciosas, de la misma manera que en la medicina humana. Sin embargo, existen otras formas de utilización: La metafilaxia es una forma de uso que implica el control de ciertas variables clínicas de grupos de animales, hasta que una de ellas, la temperatura, por ejemplo, aumenta por encima de determinado valor límite, fijado de antemano. En este caso, todo el lote de animales es tratado para evitar un brote de la enfermedad. La profilaxia, por su parte, implica la utilización de medicamentos para la prevención de enfermedad en animales individuales o grupos de ellos. Finalmente, el uso de antimicrobianos a concentraciones subterapéuticas, se puede utilizar con objetivos profilácticos y/o de promoción del crecimiento (Errecalde, 2004).

Algunos compuestos pueden emplearse para fines distintos a la medicina humana o veterinaria: los antibióticos, como las estreptomicinas, se usan en el cultivo de frutas, mientras que otros se utilizan en la apicultura (Kümmerer, 2009a).

Los antibióticos se han usado desde la década de 1950 para controlar ciertas enfermedades bacterianas de frutas, vegetales y plantas ornamentales de alto valor. Hoy en día, los antibióticos más comúnmente usados en las plantas son la estreptomicina y, en menor medida, la oxitetraciclina. Los usos principales son en cultivo de manzanas, peras y árboles ornamentales para el control de la niebla del peral y del manzano causados por *Erwinia amylovora* (Mcmanus et al., 2002).

Para ser un candidato viable para el control de la enfermedad, el antibiótico debe estar activo en la planta o dentro de ella, y tolerar la oxidación, la radiación UV, la lluvia y las altas temperaturas. Estas propiedades son exactamente las que causan problemas en el ambiente. Sin embargo, faltan datos sobre las concentraciones de estreptomicina en el suelo para el cultivo de la fruta. Nuevamente, debido a las diferentes regulaciones, la situación es distinta en diferentes países (Kümmerer, 2009a).

Otra fuente potencial de antibióticos contaminantes en el ambiente es la acuicultura que, de manera similar a la industria ganadera, utiliza antibióticos para promover el stock de peces saludables (Pruden et al., 2013).

La definición actual de acuicultura, según la FAO, es “el cultivo de organismos acuáticos, incluidos peces, moluscos, crustáceos y plantas acuáticas”. El cultivo implica algún tipo de intervención durante el proceso para aumentar la producción. En acuicultura, los antibióticos se han utilizado principalmente con fines terapéuticos y como agentes profilácticos (Hernández-Serrano, 2005).

1.3. Ocurrencia y destino de antibióticos en ambientes acuáticos

Durante las últimas décadas, la presencia de antibióticos en el medio acuático ha despertado una preocupación cada vez mayor en todo el mundo. Los antibióticos, utilizados con mayor frecuencia en medicina humana y veterinaria, pueden tomar varias rutas hacia el ambiente (ver Figura 1). Los antibióticos consumidos se descargan continuamente en los ecosistemas naturales a través de la excreción (orina y heces) después de un corto período de residencia en los organismos humanos y animales. Estos medicamentos pueden llegar al ambiente acuático mediante descargas directas de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) al agua superficial o subterránea, lixiviados, alcantarillas y tanques de almacenamiento de estiércol o lagunas, escorrentías y lixiviación de tierras agrícolas fertilizadas con estiércol, o por disposición de aguas residuales en áreas agrícolas, entre otras descargas (Heberer, 2002; Kemper, 2008; Li et al., 2014).

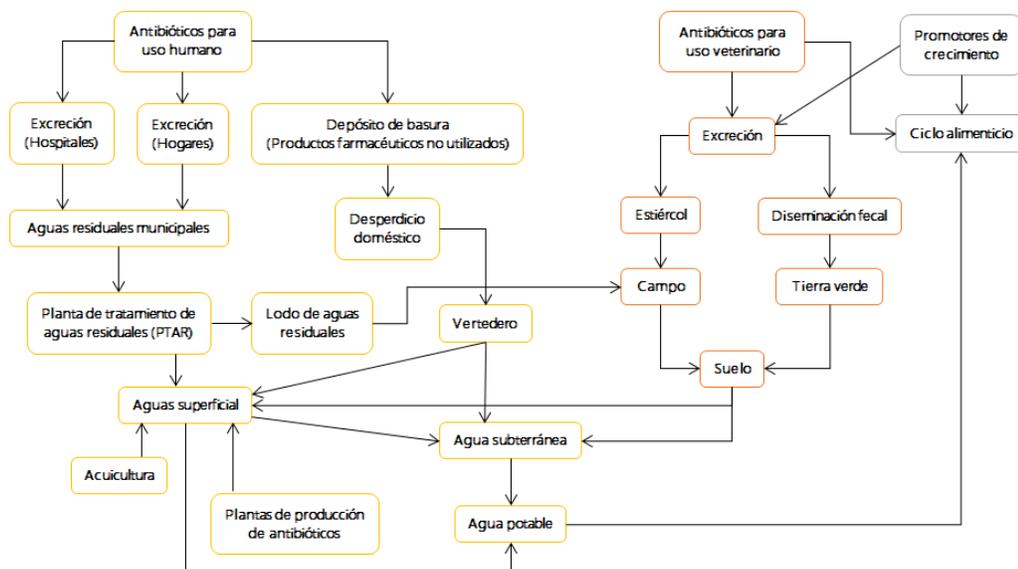


Figura 1. Fuentes y vías para la presencia de antibióticos en el ambiente.
Fuente: (Milić et al., 2013)

La presencia en el ambiente de antibióticos utilizados en medicina humana se atribuye principalmente a la descarga de aguas residuales tratadas (en PTAR) y no tratadas, debido a que los procesos convencionales de tratamiento no eliminan eficazmente estos compuestos (Homem & Santos, 2011; Watkinson et al., 2007).

La práctica de la aplicación de estiércol en la tierra con fines de fertilización del suelo es la mayor contribución de la medicina veterinaria para la contaminación del ambiente por antibióticos. Una vez en el suelo, estos compuestos pueden ingresar al medio acuático indirectamente a través de la escorrentía superficial hacia las aguas superficiales y/o lixiviarse a las aguas subterráneas y al agua potable (Blackwell et al., 2009; Chee-Sanford et al., 2009; Sarmah et al., 2006).

Una vía alternativa de aportes al medio acuático se deriva de la aplicación de antibióticos para la acuicultura. Se espera que los derrames o las descargas derivadas de incidentes durante la fabricación, la eliminación de los medicamentos y contenedores no utilizados, y la dispersión atmosférica de polvo de piensos y estiércol que contienen antibióticos sean mínimos (Gothwal & Shashidhar, 2015).

Los antibióticos experimentan un cambio estructural en el organismo humano y animal antes de su excreción, lo cual genera metabolitos. Después de la excreción, ambos compuestos, principales y metabolitos, pueden sufrir modificaciones estructurales adicionales por procesos bióticos y abióticos en instalaciones técnicas, tales como PTAR y plantas de tratamiento de agua, y en el entorno natural, resultando en productos de transformación. Los subproductos

difieren en propiedades fisicoquímicas y farmacológicas en comparación con sus compuestos originales (Carvalho & Santos, 2016).

Los antibióticos y sus subproductos en el ambiente pueden persistir a través de un ciclo de transformación parcial, bioacumulación y deposición gradual en el suelo, el agua superficial y el agua subterránea. El ciclo de vida de estos compuestos se rige por una serie de procesos biológicos y fisicoquímicos en los sistemas suelo-agua, particularmente estabilidad, sorción, lixiviación y degradación, los cuales dependen de las propiedades fisicoquímicas de los antibióticos, las propiedades del suelo, y las condiciones climáticas (Manzetti & Ghisi, 2014; Zhao et al., 2015).

Los antibióticos y sus subproductos en ambientes acuáticos pueden ser absorbidos por animales (animales productores de alimentos y peces) o alcanzar el agua potable, lo que también induce posibles efectos a largo plazo en los seres humanos como parte continua de su dieta a través del agua o alimentos en bajas concentraciones (Manzetti & Ghisi, 2014; Thiele-Bruhn, 2003).

Todavía no hay evidencia científica sobre la absorción sistemática y la entrada de bajas dosis de antibióticos y su impacto en los humanos y el ambiente. Las matrices biótica y abiótica del ambiente se encuentran en un equilibrio dinámico frágil y la presencia de contaminantes emergentes, que son tóxicos, peligrosos, potencialmente mutagénicos y carcinogénicos, afectan poderosamente el estado del ambiente y la salud humana (Vojinović-Miloradov et al., 2011a; Vojinović-Miloradov et al., 2011b).

En contraste con la expectativa general, los hospitales no son la principal fuente de productos farmacéuticos en las aguas residuales municipales (Kümmerer, 2009b; Schuster et al., 2008). Son la principal fuente de antibióticos sólo para el grupo de las cefalosporinas.

En cuanto al metabolismo de los compuestos activos en humanos, existe un amplio intervalo en el grado en que estos se biotransforman. Algunos agentes se metabolizan en un 90% o más, mientras que otros lo hacen sólo en un 10%, o incluso menos. (Kümmerer, 2003; Lorian, 2005).

Se ha encontrado que las concentraciones de antibióticos medidas en diferentes países se encuentran en el mismo intervalo de concentraciones en los diferentes compartimentos, como aguas residuales y aguas superficiales, respectivamente (Batt & Aga, 2005; Botitsi et al., 2007; Chang et al., 2008; Duong et al., 2008; Hernández et al., 2007; Martins et al., 2008; Peng et al., 2008).

En general, las concentraciones se encuentran en mg por litro en el efluente hospitalario; en μg por litro, en las aguas residuales municipales y en diferentes aguas superficiales, subterráneas y agua de mar (Xu et al., 2007).

Los antibióticos humanos y veterinarios están presentes en los sedimentos. Kim & Carlson (2007) detectaron tetraciclinas, sulfonamidas y macrólidos. La concentración de sedimento medida en un río influenciado por la agricultura fue mucho más alta que en la matriz de agua suprayacente, lo que indica la entrada de antibióticos con la escorrentía superficial de los campos agrícolas. En la acuicultura intensiva, las infecciones se tratan mediante la adición de agentes antimicrobianos al agua. Los fármacos empleados pueden ingresar a los sedimentos directamente desde el agua sin someterse a ningún tipo de proceso de purificación. Esto resulta en altas concentraciones locales en el compartimento de agua y en los sedimentos adyacentes. Este fenómeno ya había sido investigado hace más de 20 años, y los resultados habían demostrado la presencia de antibióticos aplicados extensamente en la acuicultura en sedimentos debajo de granjas de peces (Björklund et al., 1990; Coyne et al., 1994; Jacobsen & Berglind, 1988; Migliore et al., 1993).

Las penicilinas forman una de las familias más importantes de antibióticos usados en medicina veterinaria y humana. Su presencia en las muestras ambientales es baja debido a su rápida transformación en el ambiente (hidrólisis relativamente fácil del anillo β -lactámico). A pesar del amplio uso de estos compuestos, algunos investigadores informan la ausencia de residuos de penicilina en muestras de agua, probablemente debido a la falta de métodos sofisticados y equipos analíticos (Christian et al., 2003).

Los macrólidos se eliminan principalmente después de la administración en una forma inalterada. Algunos de estos (como la claritromicina y la deshidroeritromicina), y las sulfonamidas (como el sulfametoxazol, la sulfadimetoxina, la sulfametazina y el sulfatiazol) son los antibióticos más prevalentes detectados en el ambiente acuático en concentraciones de $\mu\text{g/L}$ (Halling-Sørensen et al., 1998; Hirsch et al., 1999).

Las sulfonamidas son antibióticos ampliamente utilizados en la cría de animales como aditivos para piensos. No se metabolizan por completo en el hígado y los riñones y se excretan en forma inalterada y como metabolitos. El sulfametoxazol es la sulfonamida más detectada en las aguas residuales y sus concentraciones varían según el proceso aplicado de tratamiento de aguas residuales y el consumo de antibióticos (Le-Minh et al., 2010; Tong et al., 2009).

Las fluoroquinolonas se han usado principalmente en medicina humana, pero más recientemente el enrofloxacin, la sarafloxacin y el ciprofloxacino también se han aplicado en medicina veterinaria, convirtiéndose en una gran preocupación debido a su amplio espectro de influencia y la posible resistencia bacteriana (Angulo et al., 2004; Karthikeyan & Meyer, 2006).

Las tetraciclinas son antibióticos de amplio espectro con actividad contra las bacterias grampositivas y gramnegativas que se usan ampliamente para el tratamiento de las enfermedades infecciosas en medicina veterinaria y humana, así como aditivos en los alimentos para animales. Las tetraciclinas son uno de los grupos de antibióticos más prevalentes en las aguas residuales. Por lo general, no se detectan a niveles elevados en el medio acuático, puesto que precipitan con cationes como el calcio y se acumulan en los lodos o sedimentos de las aguas residuales (Halling-Sørensen et al., 1998; Kolpin et al., 2002).

1.4. Detección de antibióticos en ambientes acuáticos

En los últimos años, la creciente preocupación sobre la aparición de contaminantes emergentes, como los antibióticos, en diferentes matrices ambientales ha dado lugar a un enorme progreso en el desarrollo de técnicas para la detección de trazas de estos compuestos. Los nuevos métodos analíticos son cruciales para la evaluación de su impacto ambiental y su efecto en la salud humana a través de planes de monitoreo, que requieren datos precisos y confiables (Buchberger, 2011).

Los antibióticos incluyen un amplio grupo de sustancias químicas caracterizadas por diferentes propiedades fisicoquímicas. Los contaminantes considerados pseudopersistentes, los antibióticos y sus subproductos se han detectado en el ambiente en baja concentración (ng/L) (Seifrtová et al., 2009). El análisis de antibióticos en matrices ambientales acuosas generalmente se lleva a cabo por cromatografía líquida acoplada a espectroscopia de masas en tándem (LC-MS/MS) después de la limpieza de la muestra y la preconcentración de los analitos por extracción en fase sólida (SPE) (Buchberger, 2007).

Dado que las matrices de muestras ambientales son complejas y a menudo contienen elementos interferentes, que pueden enmascarar los compuestos de interés, el análisis directo puede no ser posible (Pavlović et al., 2007). Por lo tanto, las técnicas de limpieza y extracción, permiten obtener extractos con precisión para el análisis sensible, siendo estos procedimientos importantes previos al análisis (Kostopoulou & Nikolaou, 2008).

La detección de antibióticos en el medio acuático presenta un verdadero desafío analítico debido a sus bajas concentraciones (ppb, ppt o inferior), sus diversas propiedades fisicoquímicas y biomatrices complejas. Hoy en día, debido al gran progreso en la química analítica instrumental, es posible detectar varios tipos de antibióticos en concentraciones de $\mu\text{g/L}$ a ng/L usando la cromatografía líquida (LC, *Liquid Chromatography*) y la cromatografía de gases (GC, *Gas Chromatography*) junto con la espectrometría de masas (MS, *Mass Spectrometry*), espectrometría infrarroja o cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, *High*

Performance Liquid Chromatography) acoplada a ultravioleta (UV, *Ultraviolet*), arreglo de diodos (DA, *Diode Array*) y fluorescencia (FL, *Fluorescence*) o MS después de la extracción en fase sólida (SPE, *Solid Phase Extraction*) de la matriz de agua (Samanidou et al., 2007).

Los antibióticos a menudo poseen núcleos no polares y grupos funcionales polares, por lo que se disocian o protonan dependiendo del pH del medio. Las fases muy polares y no polares pueden causar una extracción incompleta de antibióticos y presentar un problema analítico grave (Juhel-Gaugain et al., 2000). Diversos compuestos orgánicos pueden interferir significativamente con los resultados del análisis (Baquero et al., 2008; Petrović et al., 2003; Tong et al., 2009).

El desarrollo de los métodos de extracción simultánea en cartuchos de balance hidrófilo-lipófilo (HLB, *Hydrophilic-Lipophilic Balance*) presenta una mejora significativa en la extracción de diferentes antibióticos con menor tiempo y consumo de material (Pailler et al., 2009; Terzić et al., 2008).

Se pueden utilizar métodos inmunoquímicos, voltamperometría y detección amperométrica, cromatografía en capa fina (TLC, *Thin Layer Chromatography*) y kits comerciales para monitorear los antibióticos en concentraciones más altas (ppb) en diferentes biomatrices (huesos, leche, carne, sangre, etc.), pero no en las muestras de agua. Sólo el radioinmunoensayo, como técnica inmunoquímica, muestra su eficacia para la detección de antibióticos en la matriz de agua. Los métodos LC-MS/MS han ganado popularidad y se han convertido en una de las técnicas favoritas para analizar productos farmacéuticos como antibióticos y productos de transformación de las reacciones que ocurren en el medio acuático, entre otros métodos analíticos (LC-UV/FL y GC-MS). La especificidad, la precisión, la estabilidad, la recuperación, la linealidad, la reproducibilidad, el límite de decisión y el límite de detección son algunos de los criterios de rendimiento que deben examinarse (Radjenović et al., 2007).

Los métodos analíticos basados en LC se han utilizado para la identificación y cuantificación sensible y selectiva de antibióticos como contaminantes ambientales. En la mayoría de los estudios la detección por MS se usa para identificar, cuantificar o confirmar inequívocamente el analito objetivo; este método que implica la ionización química a presión atmosférica (APCI, *Atmospheric Pressure Ionization*), así como la ionización por electropulverización (ESI, *Electrospray Ionization*), representan actualmente el estado del arte. El análisis cuantitativo de los analitos presentes en matrices simples, como el agua potable, puede realizarse utilizando cromatografía líquida acoplada a espectroscopia de masas (LC-MS). Sin embargo, en matrices complejas, como las aguas residuales, se requiere de LC-MS/MS para la cuantificación y la confirmación inequívoca de los compuestos. La LC-MS/MS adicional permite límites de detección en el rango de ng/L, lo que hace

que su aplicación en la detección de antibióticos presente en matrices ambientales sea muy común. Además, los detectores de masas más sofisticados que los de cuadrupolo simple; por ejemplo, de tiempo de vuelo (TOF, *Time of Flight*) o cuadripolar se emplean con frecuencia en el análisis multirresiduo, ya que ofrecen mayor sensibilidad y selectividad (Pozo et al., 2006).

1.5. Efectos tóxicos de antibióticos en organismos acuáticos

Los antibióticos se usan especialmente para combatir bacterias patógenas. Sin embargo, en el ambiente los organismos no objetivo están inevitablemente expuestos a sus residuos y subproductos. Los productores primarios y los descomponedores, que son esenciales para el funcionamiento sostenible de los ecosistemas, pueden ser vulnerables a los antibióticos. En consecuencia, estos fármacos y sus subproductos pueden alterar los procesos vitales del ecosistema acuático. Estos potenciales efectos ecotoxicológicos son difíciles de predecir, especialmente en matrices complejas. La ecotoxicidad aguda o crónica de los antibióticos y sus subproductos se ha evaluado mediante ensayos de ecotoxicidad estándar en organismos de diferentes niveles tróficos, como bacterias, algas, invertebrados y peces (Carvalho & Santos, 2016).

Lanzky & Halting-Sørensen (1997) probaron la toxicidad aguda del metronidazol en organismos de agua dulce y marinos (las algas verdes *Chlorella* y *Selenastrum capricornutum*, el copépodo *Acartia tonsa* y el pez cebra *Brachydanio rerio*). Las pruebas mostraron efecto sobre *Chlorella* y *S. capricornutum*, pero no se observó efecto letal agudo en los organismos acuáticos *A. tonsa* y *B. rerio*. Reportaron valores de concentración efectiva media (CE₅₀) para este fármaco de 12.5 mg/L y 40.4 mg/L sobre *Chlorella* y *S. capricornutum*, respectivamente. El estudio demostró el potencial ecotóxico del metronidazol.

Isidori et al. (2005) investigaron la ecotoxicidad de seis antibióticos (eritromicina, oxitetraciclina, sulfametoxazol, ofloxacina, lincomicina y claritromicina) en organismos acuáticos. Realizaron bioensayos sobre bacterias, algas, rotíferos, microcrustáceos y peces (*Vibrio fischeri*, *Brachionus calyciflorus*, *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia* y *Danio rerio*) para evaluar la toxicidad aguda y crónica. Los resultados ecotoxicológicos mostraron que la toxicidad aguda era del orden de mg/L, mientras que para los datos crónicos, los antibióticos eran bioactivos en concentraciones del orden de µg/L, principalmente para las algas. Los fármacos investigados fueron de uno o dos órdenes de magnitud menos activos contra los rotíferos y crustáceos. La ofloxacina fue el único compuesto genotóxico y el sulfametoxazol, la ofloxacina y la lincomicina fueron mutagénicos. En cuanto al riesgo ambiental, se descubrió que los macrólidos son los más dañinos para el ambiente acuático.

Park & Choi (2008) evaluaron once antibióticos de uso común (sulfonamidas, tetraciclinas, aminoglucósidos, fluoroquinolonas y b-lactámicos), utilizando organismos de prueba estándar (*V. fischeri*, *D. magna*, *Moina macrocopa* y *Oryzias latipes*). Entre los antibióticos analizados en el ensayo agudo, la neomicina fue la más tóxica, seguida del trimetoprim, el sulfametoxazol y el enrofloxacin. La sulfametazina, la oxitetraciclina, la clortetraciclina, la sulfadimetoxina y el sulfatiazol tuvieron una toxicidad intermedia, mientras que la ampicilina y la amoxicilina fueron menos tóxicas para los organismos de prueba. En el ensayo crónico, la neomicina afectó la reproducción y la supervivencia adulta de *D. magna* y *M. macrocopa* con niveles bajos de exposición a mg/L. Ellos concluyeron que se requieren más estudios que incluyan monitoreo y estudios toxicológicos detallados para evaluar el riesgo ecológico potencial de estos antibióticos veterinarios de uso frecuente.

van der Grinten et al. (2010) compararon la sensibilidad de algas, cianobacterias y bioensayos bacterianos a diferentes clases de antibióticos en un intervalo de concentraciones de 0.1 mg/L a 10 mg/L. En este estudio, no se observaron efectos para ninguno de los compuestos de prueba. Para trimetoprim, sulfametoxazol y estreptomina, las cianobacterias eran más vulnerables que las algas verdes cuando se utilizaba la eficiencia fotosintética como punto final.

Li et al. (2014) encontraron que el difloxacin y el moxifloxacin exhibieron un notable efecto tóxico sobre la fotobacteria *V. fischeri* entre las 21 quinolonas analizadas, con un 20% de concentraciones inhibitorias para la eliminación de luminiscencia (CLI₂₀) de 19 y 23 µmol/L. Aunque las quinolonas mostraron una toxicidad aguda limitada para *V. fischeri*, se detectó una elevación de la toxicidad después de su cloración. Por lo tanto, el tratamiento de desinfección por cloración del agua que contiene quinolonas debería ser una preocupación.

Ebert et al. (2011) investigaron el efecto de inhibición del crecimiento por la presencia de fluoroquinolonas (enrofloxacin y ciprofloxacino) en cuatro especies acuáticas fotoautotróficas: la microalga de agua dulce *Desmodesmus subspicatus*, la cianobacteria *Anabaena flosaquae*, la macrófita monocotiledónea *Lemna minor* y la macrófita dicotiledónea *Myriophyllum spicatum*. Ambos antibióticos, que actúan inhibiendo la ADN girasa bacteriana, demostraron una alta toxicidad para *A. flosaquae* y *L. minor* y toxicidad moderada o leve para *D. subspicatus* y *M. spicatum*. La cianobacteria fue la especie más sensible con valores de CE₅₀ de 173 y 10.2 mg/L para enrofloxacin y ciprofloxacino, respectivamente.

Rico et al. (2014) evaluaron el impacto ecológico del enrofloxacin en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce tropicales. La fluoroquinolona se aplicó a concentraciones ambientalmente relevantes (1, 10, 100 y 100 µg/L) durante 7 días consecutivos en microcosmos externos de 600 litros. Los resultados de este estudio sugieren que no es probable que las concentraciones ambientalmente relevantes del antibiótico produzcan efectos tóxicos directos o

indirectos sobre la ecología de los microcosmos eutróficos tropicales de agua dulce (macroinvertebrados, zooplancton, fitoplancton, perifiton y bacterias).

A su vez, Wagil et al. (2014) informaron del riesgo ambiental moderado para el enrofloxacin, el norfloxacin y el ciprofloxacino, en función de su concentración de ocurrencia en dos ríos en el norte de Polonia y evaluaron la ecotoxicidad de estos antibióticos en cuatro especies diferentes de organismos acuáticos: bacterias bioluminiscentes marinas (*V. fischeri*), algas verdes (*Scenedesmus vacuolatus*), plantas (*L. minor* o lenteja de agua) y crustáceos (*D. magna*). Los resultados obtenidos demostraron que *L. minor* es la especie más sensible a los fármacos investigados con CE_{50} de 0.13 mg/L, 0.22 mg/L y 0.34 mg/L para norfloxacin, enrofloxacin y ciprofloxacino, respectivamente.

González-Pleiter et al. (2013) probaron la toxicidad de diferentes clases de antibióticos: amoxicilina, eritromicina, levofloxacin, norfloxacin y tetraciclina; en concentraciones entre 0.01 y 1500 mg/L, 0.001-10 mg/L, 0.01-200 mg/L, 0.01-100 mg/L y 0.01-100 mg/L, respectivamente en cianobacterias (*Anabaena*) y algas verdes (*Pseudokirchneriella subcapitata*), tanto en aislamiento, como en diferentes combinaciones. Los resultados sugieren que la eritromicina fue altamente tóxica para ambos organismos acuáticos. En la mayoría de los casos, los efectos nocivos de los antibióticos aumentaron cuando se combinaron con otros. Por lo tanto, los autores demostraron que los antibióticos pueden tener un efecto tóxico en los ecosistemas acuáticos cuando se mezclan con otras sustancias, incluso en concentraciones más bajas.

Oliveira et al. (2013) evaluaron los efectos subletales de la oxitetraciclina y la amoxicilina en embriones y adultos del pez cebra (*D. rerio*). La amoxicilina causó la eclosión prematura y malformaciones (como edema y deformidades de la cola), mientras que la oxitetraciclina causó el retraso en la eclosión de los embriones. Además, ambos antibióticos inhibieron la actividad de la enzima catalasa e indujeron la actividad de la enzima glutatión-S-transferasa en los adultos expuestos. Sin embargo, sólo la oxitetraciclina indujo la actividad de la lactato deshidrogenasa, lo que indica que estos antibióticos son capaces de modificar la actividad enzimática normal en peces.

Elizalde-Velázquez et al. (2017) evaluaron el estrés oxidativo inducido por amoxicilina en cerebro, branquias, hígado y riñón de *Cyprinus carpio*. Las carpas fueron expuestas a tres concentraciones diferentes de dicho fármaco (10 ng/L, 10 µg/L y 10 mg/L) durante 12, 24, 48, 72 y 96 h, y se midieron los siguientes biomarcadores: grado de lipoperoxidación, contenido de hidroperóxidos, contenido de proteínas carboniladas y la actividad de las enzimas antioxidantes superóxido dismutasa, catalasa y glutatión peroxidasa. Los resultados mostraron incrementos significativos en el grado de lipoperoxidación, el contenido de hidroperóxidos y de

proteínas carboniladas en todos los órganos del estudio, particularmente en riñón, así como cambios significativos en la actividad de las enzimas antioxidantes.

2. Conclusiones

Los antibióticos son un grupo de fármacos ampliamente utilizados alrededor del mundo, tanto en humanos como en animales y en actividades económicas del sector primario como ganadería, acuicultura, agricultura y apicultura. Diversos estudios han reportado la presencia de antibióticos no sólo en efluentes de PTAR, sino también en aguas superficiales y aguas subterráneas e incluso en el agua potable. La información disponible sobre toxicidad ecológica está limitada a los efectos letales agudos. Para organismos acuáticos, tales como bacterias, algas, invertebrados y peces, la toxicidad aguda se observa generalmente a bajas concentraciones. Aunque los datos de toxicidad aguda pueden ser utilizados para predecir el daño por exposición a altas concentraciones, estos datos no pueden reflejar las consecuencias de la exposición ambiental real, la cual involucra generalmente bajas concentraciones, pero exposiciones a largo plazo.

Los resultados reportados por diferentes autores en diversos países permiten afirmar que las concentraciones ambientales de antibióticos son potencialmente dañinas para la vida acuática, produciendo efectos tóxicos sobre las bacterias y las algas, organismos que forman la base de los ecosistemas acuáticos.

La mayoría de los estudios realizados utilizaron un solo compuesto. Se sabe que los antibióticos de los mismos o diferentes grupos pueden tener un efecto aditivo, por esta razón, el impacto de los antibióticos en el ambiente se subestima. La posibilidad de su biodegradación en el ambiente actualmente no está bien estudiada. Además de que la presencia simultánea de varios antibióticos con otros productos farmacéuticos y/o xenobióticos puede resultar en un efecto sinérgico.

A pesar de los avances en el análisis químico, el desarrollo y la optimización de las metodologías para el análisis de antibióticos en muestras de agua ambiental, continúa siendo difícil y desafiante, debido principalmente a sus diversas propiedades fisicoquímicas y bajas concentraciones (ng/L) en el ambiente, y a la complejidad de las matrices ambientales acuosas.

3. Referencias

Alós, J. I. (2009). Quinolonas. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*. <https://doi.org/10.1016/j.eimc.2009.03.001>

Angulo, F. J., Nunnery, J. A., & Bair, H. D. (2004). Antimicrobial resistance in zoonotic enteric pathogens. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*. <https://doi.org/10.20506/rst.23.2.1499>

Baquero, F., Martínez, J. L., & Cantón, R. (2008). Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology*. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.05.006>

Batt, A. L., & Aga, D. S. (2005). Simultaneous analysis of multiple classes of antibiotics by ion trap LC/MS/MS for assessing surface water and groundwater contamination. *Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1021/ac048512+>

Björklund, H., Bondestam, J., & Bylund, G. (1990). Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. *Aquaculture*. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(90\)90324-G](https://doi.org/10.1016/0044-8486(90)90324-G)

Blackwell, P. A., Kay, P., Ashauer, R., & Boxall, A. B. A. (2009). Effects of agricultural conditions on the leaching behaviour of veterinary antibiotics in soils. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.070>

Botitsi, E., Frosyni, C., & Tsiipi, D. (2007). Determination of pharmaceuticals from different therapeutic classes in wastewaters by liquid chromatography-electrospray ionization-tandem mass spectrometry. In *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0804-8>

Buchberger, W. W. (2007). Novel analytical procedures for screening of drug residues in water, waste water, sediment and sludge. *Analytica Chimica Acta*. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.05.006>

Buchberger, W. W. (2011). Current approaches to trace analysis of pharmaceuticals and personal care products in the environment. *Journal of Chromatography A*. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.10.040>

Carvalho, I. T., & Santos, L. (2016). Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario. *Environment International*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.06.025>

Chang, H., Hu, J., Asami, M., & Kunikane, S. (2008). Simultaneous analysis of 16 sulfonamide and trimethoprim antibiotics in environmental waters by liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.03.057>

Chee-Sanford, J. C., Mackie, R. I., Koike, S., Krapac, I. G., Lin, Y.-F., Yannarell, A. C., ... Aminov, R. I. (2009). Fate and Transport of Antibiotic Residues and Antibiotic Resistance Genes following Land Application of Manure Waste. *Journal of Environment Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0128>

Christian, T., Schneider, R. J., Färber, H. A., Skutlarek, D., Meyer, M. T., & Goldbach, H. E. (2003). Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. <https://doi.org/10.1002/aheh.200390014>

Coyne, R., Hiney, M., O'Connor, B., Kerry, J., Cazabon, D., & Smith, P. (1994). Concentration and persistence of oxytetracycline in sediments under a marine salmon farm. *Aquaculture*. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(94\)90117-1](https://doi.org/10.1016/0044-8486(94)90117-1)

Cromwell, G. L. (2002). Why and how antibiotics are used in swine production. *Animal Biotechnology*. <https://doi.org/10.1081/ABIO-120005767>

Duong, H. A., Pham, N. H., Nguyen, H. T., Hoang, T. T., Pham, H. V., Pham, V. C., ... Alder, A. C. (2008). Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.009>

Ebert, I., Bachmann, J., Kühnen, U., Küster, A., Kussatz, C., Maletzki, D., & Schlüter, C. (2011). Toxicity of the fluoroquinolone antibiotics enrofloxacin and ciprofloxacin to photoautotrophic aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*. <https://doi.org/10.1002/etc.678>

Elizalde-Velázquez, A., Martínez-Rodríguez, H., Galar-Martínez, M., Dublán-García, O., Islas-Flores, H., Rodríguez-Flores, J., ... Gómez-Oliván, L. M. (2017). Effect of amoxicillin exposure on brain, gill, liver, and kidney of common carp (*Cyprinus carpio*): The role of amoxicilloic acid. *Environmental Toxicology*. <https://doi.org/10.1002/tox.22307>

Errecalde, J. (2004). *Uso de antimicrobianos en animales de consumo. Incidencia del desarrollo de resistencias en salud pública*. Rome, Italy: FAO. Dirección de Producción y Sanidad Animal.

Gaskins, H. R., Collier, C. T., & Anderson, D. B. (2002). Antibiotics as growth promotants: Mode of action. *Animal Biotechnology*. <https://doi.org/10.1081/ABIO-120005768>

González-Pleiter, M., Gonzalo, S., Rodea-Palomares, I., Leganés, F., Rosal, R., Boltes, K., ... Fernández-Piñas, F. (2013). Toxicity of five antibiotics and their mixtures towards photosynthetic aquatic organisms: Implications for environmental risk assessment. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.020>

Goossens, H., Ferech, M., Vander Stichele, R., & Elseviers, M. (2005). Outpatient antibiotic use in Europe and association with resistance: A cross-national database study. *Lancet*. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(05\)70799-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(05)70799-6)

Gothwal, R., & Shashidhar, T. (2015). Antibiotic Pollution in the Environment: A Review. *Clean - Soil, Air, Water*. <https://doi.org/10.1002/clen.201300989>

Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P. F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H. C., & Jørgensen, S. E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere*. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00354-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00354-8)

Heberer, T. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: A review of recent research data. *Toxicology Letters*. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00041-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00041-3)

Hernández-Serrano, P. (2005). *Responsible use of antibiotics in aquaculture*. *FAO Fisheries Technical Paper*. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

Hernández, F., Sancho, J. V., Ibáñez, M., & Guerrero, C. (2007). Antibiotic residue determination in environmental waters by LC-MS. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2007.01.012>

Heuer, O. E., Hammerum, A. M., Collignon, P., & Wegener, H. C. (2006). Food Safety: Human Health Hazard from Antimicrobial-Resistant Enterococci in Animals and Food. *Clinical Infectious Diseases*, 43(7), 911–916. <https://doi.org/10.1086/507534>

Hirsch, R., Ternes, T., Haberer, K., & Kratz, K. L. (1999). Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00337-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00337-4)

Homem, V., & Santos, L. (2011). Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices - A review. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.023>

Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L., & Parrella, A. (2005). Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.017>

Jacobsen, P., & Berglind, L. (1988). Persistence of oxytetracycline in sediments from fish farms. *Aquaculture*. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(88\)90120-2](https://doi.org/10.1016/0044-8486(88)90120-2)

Juhel-Gaugain, M., McEvoy, J. D. G., & VanGinkel, L. A. (2000). Measurements for certification of chlortetracycline reference materials within the European Union Standards, Measurements and Testing programme. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1007/s002160000570>

Karthikeyan, K. G., & Meyer, M. T. (2006). Occurrence of antibiotics in wastewater treatment facilities in Wisconsin, USA. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.06.030>

Kemper, N. (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.002>

Kim, S. C., & Carlson, K. (2007). Temporal and spatial trends in the occurrence of human and veterinary antibiotics in aqueous and river sediment matrices. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es060737+>

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

Kostopoulou, M., & Nikolaou, A. (2008). Analytical problems and the need for sample preparation in the determination of pharmaceuticals and their metabolites in aqueous environmental matrices. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2008.09.011>

Kümmerer, K. (2009a). Antibiotics in the aquatic environment - A review - Part I. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.086>

Kümmerer, K. (2009b). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use - present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.023>

Kümmerer, K. (2003). Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluent. *Clinical Microbiology and Infection*. <https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2003.00739.x>

Lanzky, P. F., & Halting-Sørensen, B. (1997). The toxic effect of the antibiotic metronidazole on aquatic organisms. *Chemosphere*. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00324-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00324-X)

Le-Minh, N., Khan, S. J., Drewes, J. E., & Stuetz, R. M. (2010). Fate of antibiotics during municipal water recycling treatment processes. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.020>

Li, M., Wei, D., & Du, Y. (2014). Acute toxicity evaluation for quinolone antibiotics and their chlorination disinfection processes. *Journal of Environmental Sciences (China)*. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.023>

Lorenzo, P., Moreno, A., Lizasoain, I., Leza, J., Moro, M., & Portolés, A. (2008). *Farmacología básica y clínica* (18a ed.). Madrid, España: Médica Panamericana.

Lorian, V. (2005). *Antibiotics in laboratory medicine* (5th editio). Lippincott Williams & Wilkins.

Lucas, M., Mestorino, N., & Errecalde, J. (2007). Macrólidos: novedades de un clásico grupo de antimicrobianos. *Analecta Vet*, 27(1), 36–45.

Manzetti, S., & Ghisi, R. (2014). The environmental release and fate of antibiotics. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.005>

Martins, A. F., Vasconcelos, T. G., Henriques, D. M., Frank, C. da S., König, A., & Kümmerer, K. (2008). Concentration of ciprofloxacin in Brazilian hospital effluent and preliminary risk assessment: A case study. *Clean - Soil, Air, Water*. <https://doi.org/10.1002/clen.200700171>

Mcmanus, P. S., Stockwell, V. O., Sundin, G. W., & Jones, A. L. (2002). Antibiotic use in plant agriculture. *Annu. Rev. Phytopathol*, 40, 443–465. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.120301.093927>

Mestres, C., & Duran, H. (2012). *Farmacología en Nutrición*. Madrid, España: Médica Panamericana.

Migliore, L., Brambilla, G., Grassitellis, A., & Dojmi di Delupis, G. (1993). Toxicity and bioaccumulation of sulphadimethoxine in *Artemia* (Crustacea, Anostraca). *International Journal of Salt Lake Research*. <https://doi.org/10.1007/BF02905906>

Milić, N., Milanović, M., Letić, N. G., Sekulić, M. T., Radonić, J., Mihajlović, I., & Miloradov, M. V. (2013). Occurrence of antibiotics as emerging contaminant substances in aquatic environment. *International Journal of Environmental Health Research*. <https://doi.org/10.1080/09603123.2012.733934>

Mölstad, S., Lundborg, C. S., Karlsson, A. K., & Cars, O. (2002). Antibiotic prescription rates vary markedly between 13 European countries. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases*. <https://doi.org/10.1080/00365540110080034>

Oliveira, R., McDonough, S., Ladewig, J. C. L., Soares, A. M. V. M., Nogueira, A. J. A., & Domingues, I. (2013). Effects of oxytetracycline and amoxicillin on development and biomarkers activities of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology and Pharmacology*. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2013.07.019>

Pailler, J. Y., Krein, A., Pfister, L., Hoffmann, L., & Guignard, C. (2009). Solid phase extraction coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of sulfonamides, tetracyclines, analgesics and hormones in surface water and wastewater in Luxembourg. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.042>

Park, S., & Choi, K. (2008). Hazard assessment of commonly used agricultural antibiotics on aquatic ecosystems. *Ecotoxicology*. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0209-x>

Pavlović, D. M., Babić, S., Horvat, A. J. M., & Kaštelan-Macan, M. (2007). Sample preparation in analysis of pharmaceuticals. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2007.09.010>

Peng, X., Tan, J., Tang, C., Yu, Y., & Wang, Z. (2008). Multiresidue determination of fluoroquinolone, sulfonamide, trimethoprim, and chloramphenicol antibiotics in urban waters in China. *Environmental Toxicology and Chemistry*. <https://doi.org/10.1897/06-650.1>

Petrović, M., Gonzalez, S., & Barceló, D. (2003). Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)01105-1](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(03)01105-1)

Pozo, O. J., Guerrero, C., Sancho, J. V., Ibáñez, M., Pitarch, E., Hogendoorn, E., & Hernández, F. (2006). Efficient approach for the reliable quantification and confirmation of antibiotics in water using on-line solid-phase extraction liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2005.10.073>

Pruden, A., Joakim Larsson, D. G., Amézquita, A., Collignon, P., Brandt, K. K., Graham, D. W., ... Zhu, Y. G. (2013). Management options for reducing the release of antibiotics and antibiotic resistance genes to the environment. *Environmental Health Perspectives*. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206446>

Radjenović, J., Petrović, M., Barceló, D., & Petrović, M. (2007). Advanced mass spectrometric methods applied to the study of fate and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2007.10.002>

Rico, A., Dimitrov, M. R., Van Wijngaarden, R. P. A., Satapornvanit, K., Smidt, H., & Van den Brink, P. J. (2014). Effects of the antibiotic enrofloxacin on the ecology of tropical eutrophic freshwater microcosms. *Aquatic Toxicology*. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.12.008>

Samanidou, V. F., Nikolaidou, K. I., & Papadoyannis, I. N. (2007). Advances in chromatographic analysis of tetracyclines in foodstuffs of animal origin - A review. *Separation and Purification Reviews*. <https://doi.org/10.1080/15422110600822758>

Sarmah, A. K., Meyer, M. T., & Boxall, A. B. A. (2006). A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.026>

Schuster, A., Hädrich, C., & Kümmerer, K. (2008). Flows of active pharmaceutical ingredients originating from health care practices on a local, regional, and nationwide level in Germany-is hospital effluent treatment an effective

approach for risk reduction? *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*.
<https://doi.org/10.1007/s11267-008-9183-9>

Seifrtová, M., Nováková, L., Lino, C., Pena, A., & Solich, P. (2009). An overview of analytical methodologies for the determination of antibiotics in environmental waters. *Analytica Chimica Acta*.
<https://doi.org/10.1016/j.aca.2009.07.031>

Seija, V., & Vignoli, R. (2016). Principales grupos de antibióticos. *Temas de Bacteriología y Virología Médica*.

Terzić, S., Senta, I., Ahel, M., Gros, M., Petrović, M., Barcelo, D., ... Jabučar, D. (2008). Occurrence and fate of emerging wastewater contaminants in Western Balkan Region. *Science of the Total Environment*.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.03.003>

Thiele-Bruhn, S. (2003). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils - A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200390023>

Tong, L., Li, P., Wang, Y., & Zhu, K. (2009). Analysis of veterinary antibiotic residues in swine wastewater and environmental water samples using optimized SPE-LC/MS/MS. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.051>

van der Grinten, E., Pikkemaat, M. G., van den Brandhof, E. J., Stroomberg, G. J., & Kraak, M. H. S. (2010). Comparing the sensitivity of algal, cyanobacterial and bacterial bioassays to different groups of antibiotics. *Chemosphere*.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.04.011>

Vicente, D., & Pérez-Trallero, E. (2010). Tetraciclinas, sulfamidas y metronidazol. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*.
<https://doi.org/10.1016/j.eimc.2009.10.002>

Vojinović-Miloradov, M., Turk-Sekulić, M., Radonić, J., Mihajlović, I., & Stosić, M. (2011b). Emerging substances of concern – a shift in traditional thinking. In *15th International ECO-conference, 9th ECO-conference on "Environmental protection of urban and suburban settlements"* (pp. 256–271).

Vojinović-Miloradov, M., Turk-Sekulić, M., Radonić, J., Spanic, I., Kiurski, J., Milovanović, D., & Mihajlović, I. (2011a). Pseudo-persistent pollutant in the environment: emerging substance. In *Proceedings of the 17th International Symposium on Analytical and Environmental Problems* (pp. 180–184).

Wagil, M., Kumirska, J., Stolte, S., Puckowski, A., Maszkowska, J., Stepnowski, P., & Białk-Bielińska, A. (2014). Development of sensitive and reliable LC-MS/MS methods for the determination of three fluoroquinolones in water and fish tissue samples and preliminary environmental risk assessment of their presence

in two rivers in northern Poland. *Science of the Total Environment*.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.082>

Watkinson, A. J., Murby, E. J., & Costanzo, S. D. (2007). Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: Implications for environmental discharge and wastewater recycling. *Water Research*.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.04.005>

Wise, R. (2002). Antimicrobial resistance: Priorities for action. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*. <https://doi.org/10.1093/jac/49.4.585>

Xu, W., Zhang, G., Zou, S., Li, X., & Liu, Y. (2007). Determination of selected antibiotics in the Victoria Harbour and the Pearl River, South China using high-performance liquid chromatography-electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.038>

Zhao, J. L., Liu, Y. S., Liu, W. R., Jiang, Y. X., Su, H. C., Zhang, Q. Q., ... Ying, G. G. (2015). Tissue-specific bioaccumulation of human and veterinary antibiotics in bile, plasma, liver and muscle tissues of wild fish from a highly urbanized region. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.026>

ISBN: 978-607-99510-0-9



Contribuciones Selectas en Ecotoxicología y Química Ambiental se terminó de editar en agosto de 2021, por la Asociación Mesoamericana de Ecotoxicología y Química Ambiental, A.C. (AMEQA). La coordinación editorial estuvo a cargo de Leobardo Gómez Olivan. Diseño de portada: Hariz Islas Flores/ Leopoldo I. Flores.