

## Glifosato en cuerpos hídricos: problema ambiental

### Glyphosate in water bodies: environmental problem

Franz Zirena Vilca<sup>1\*</sup>, Wildor Gosgot Angeles<sup>2</sup>, Clara Nely Campos Quiróz<sup>2</sup> & Walter Alejandro Zamalloa Cuba<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Dirección de Gestión de la Investigación de la Universidad Nacional de Moquegua, Perú

<sup>2</sup>Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas - Amazonas - Perú

<sup>3</sup>Facultad de Ingeniería de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano, Puno-Perú

\*Autor para correspondencia, e-mail: [franzvilca@usp.br](mailto:franzvilca@usp.br)

#### ARTÍCULO DE REVISIÓN

##### INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Recibido 03-01-2017  
Aceptado 03-06-2018  
On line: 27-07-2018

**PALABRAS CLAVES:**  
Agua contaminada,  
impacto ambiental,  
plaguicidas,  
riesgo ecológico.

#### RESUMEN

La necesidad de incrementar la producción de alimentos en el mundo está haciendo con que los sistemas agrícolas estén siendo más extensivos, caracterizándose por sistemas de producción a gran escala, donde el control de plagas y de malezas se hace mediante la aplicación de productos químicos. Muchos de los cuales son parte fundamental de un paquete tecnológico como es el caso del glifosato en el cultivo de soja transgénica; dada su alta eficacia en el control de malezas. Sin embargo, residuos de este producto puede contaminar varios compartimientos del ecosistema, siendo el ecosistema acuático el más perjudicado. Por lo que, serán abordados varios efectos adversos de este compuesto en organismos que habitan estos ecosistemas.

#### REVIEW ARTICLE

##### ARTICLE INFORMATION

Received 03-01-2018  
Accepted 03-06-2018  
On line: 27-07-2018

**KEYWORDS:**  
Polluted water,  
pesticides,  
environmental impact,  
ecological risk.

#### ABSTRACT

The need to increase food production in the world is creating more extensive agricultural systems, featured by large scales of production, where the control of pest and weeds are made through the application of chemical products. Many of them belong to a technological package that is the case of glyphosate in the cultivation of transgenic soy; given its high efficiency in the control of invasive plants, however, residues of this product can contaminate several compartments of the ecosystem, the aquatic ecosystem being the most affected. Therefore, several adverse effects of this compound will be addressed to organisms that inhabit this ecosystem.

## INTRODUCCIÓN

La presencia de residuos de plaguicidas en diferentes compartimientos de los ecosistemas es un problema que la comunidad científica está investigando desde hace tiempo (Koch & Sures, 2018); tal es el caso de residuos de herbicidas, siendo el ecosistema acuático el más afectado (Pavlidis & Tsihrintzis, 2018). Esta presencia es debido a su amplio uso en sistemas convencionales de producción agrícola en el mundo, principalmente monocultivos, varios de sus impactos en la biota que habitan en estos ecosistemas están siendo reportados (Brahushi et al., 2017).

De la amplia gama de herbicidas sintetizados y comercializados en el mundo, dos son las moléculas ampliamente utilizadas en los sistemas agrícolas Glifosato (Van Bruggen et al., 2018) y Atrazina (Moore et al., 2017). La primera es mayormente utilizada en sistemas de producción de soja debido a su venta como paquete tecnológico junto con la soja transgénica, la segunda molécula es utilizada en una amplia gama de cultivos, siendo el cultivo de caña de azúcar el lugar de mayor aplicación. Es así que la presente revisión muestra la presencia de glifosato a nivel residuo principalmente en cuerpos hídricos y los impactos que se están presentando en la biota a nivel del mundo.

## GLIFOSATO

El uso intensivo de glifosato ha provocado un incremento de residuos de este compuesto a nivel ambiental y en plantas. El glifosato es muy resistente a la degradación debido al enlace C-P (Carbono-Fósforo) inerte en la molécula (Chekan, Cogan & Nair, 2016). Sin embargo, se descompone en material vegetal muerto y en el suelo por varios microorganismos (Mamy, Barriuso & Gabrielle, 2016); el primer producto de su descomposición a menudo es el ácido aminometilfosfónico (AMPA, por sus siglas en inglés) (Zhang et al., 2015b).

Debido al uso intensivo a gran escala, se acumula en el medioambiente y en productos comestibles, en los últimos años han surgido preocupaciones sobre los efectos secundarios dañinos del glifosato y AMPA para la calidad del suelo, agua y la salud de las plantas, animales y humanos. Con base en informes recientes sobre los posibles efectos secundarios crónicos del glifosato (Zhang et al., 2015a), la Organización Mundial de la Salud reclasificó al herbicida glifosato como probablemente carcinogénico para humanos en 2015 (Bai & Ogbourne, 2016).

## Residuos en el agua

En el pasado, el glifosato no se consideraba un problema para las aguas subterráneas y superficiales porque tiene un potencial relativamente bajo de movilidad a través del suelo (Monsanto, 2014). Sin embargo, a pesar de su adhesión a la arcilla y la materia orgánica, partes del glifosato y su metabolito AMPA terminan en fase disuelta en aguas subterráneas después de fuertes lluvias (Maqueda, Undabeytia, Villaverde & Morillo, 2017). La lluvia y la erosión también pueden transportar partículas de suelo con glifosato y AMPA al agua superficial (Tabla 1), donde puede permanecer en la fase particulada o disolverse (Rendon-von Osten & Dzul-Caamal, 2017). El glifosato disuelto y el AMPA en las aguas superficiales pueden adsorberse en el sedimento del fondo. Las partículas contaminadas pueden sedimentarse e incorporarse también a este sedimento (Maqueda et al., 2017). La biodegradación del glifosato es mucho más lenta en los sedimentos que cuando se encuentra disuelto en agua (S. Wang et al., 2016). El glifosato y el AMPA pueden diseminarse en aguas naturales y sedimentos (Grandcoin, Piel & Baurès, 2017).

Además del escurrimiento de tierras agrícolas, el escurrimiento urbano también es una fuente de glifosato para arroyos y ríos (Grandcoin et al., 2017). Debido a que la escorrentía se incrementa en superficies pavimentadas impermeables, el uso de glifosato en estas superficies está prohibido en varios países del norte de Europa (Lindhardt et al., 2013). Sin

embargo, se encontraron glifosato y AMPA en muestras de aguas residuales y descargas de aguas pluviales (Birch, Mikkelsen, Jensen & Lützhøft, 2011), así como en las salidas de plantas de

tratamiento de aguas residuales (Grandcoin et al., 2017), e incluso en agua embotellada (Rendon-von & Dzul-Caamal, 2017)

**Tabla 1.** La presencia y concentración de glifosato en muestras de aguas superficiales o subterráneas en varios países de América del Norte, América del Sur y Europa.

País	Ocurrencia y concentraciones de glifosato	Año	
Alemania	Pocas muestras positivas en dos afluentes del río Ruhr, hasta 0,59 $\mu\text{g L}^{-1}$ .	1998	
Argentina	35% de muestras de agua superficial positivas, 0,1-7,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ .	2012	
Canadá	22% de muestras positivas, hasta 6,07 $\mu\text{g L}^{-1}$ .	2002	
Dinamarca	El 25% de las muestras de agua superficial son positivas, hasta 31 $\mu\text{g L}^{-1}$ ; 4% de muestras de aguas subterráneas positivas, hasta 0,6 $\mu\text{g L}^{-1}$	1999 -2009	
	36% de muestras de arroyos positivas, hasta 8,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ .	2002	
	Medio Oeste		
	44% de muestras de arroyos positivas, hasta 27,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ .	2013	
EE. UU.	Washington, Maryland, Iowa, Wyoming	Todas las corrientes son positivas, hasta 328 $\mu\text{g L}^{-1}$ .	2005 - 2006
	Iowa, Indiana, Misisipi	La mayoría de los ríos son positivos, hasta 430 $\mu\text{g L}^{-1}$ , después de una tormenta	2004-2008
España	41% de muestras positivas de aguas subterráneas, hasta 2,5 $\mu\text{g L}^{-1}$	2007-2010	
Francia	91% de muestras de flujo positivas, hasta 165 $\mu\text{g L}^{-1}$	2003-2004	
Hungría	La mayoría de las muestras de ríos y aguas subterráneas son positivas, hasta 0,001 $\mu\text{g L}^{-1}$	2010-2011	
Suiza	La mayoría de las muestras de agua corriente, hasta 2,1 $\mu\text{g L}^{-1}$	2016	

Fuente: Van et al. (2018).

### Efectos en la fauna acuática

Las formulaciones de glifosato con polioxietileno amina (POEA) son generalmente más tóxicas que las que no tienen este surfactante; los animales acuáticos parecen ser más sensibles a POEA que los animales terrestres (Prosser, Rodríguez-Gil, Solomon, Sibley & Poirier, 2017). Sin embargo, los experimentos sobre los efectos en la salud de los adyuvantes, realizados por entidades independientes han sido bastante limitados debido a la naturaleza patentada de estos químicos (Mistretta & Durkin, 2011). Por ejemplo, las formulaciones con POEA fueron más

tóxicas para el microcrustáceo *Artemia salina* y el pez cebra *Danio rerio* que las formulaciones sin POEA, ambos en 360 g equivalentes de ácido de glifosato (a.e.)  $\text{L}^{-1}$  agua (De Brito et al., 2017). Varias especies de mejillones de agua dulce fueron más sensibles al glifosato con MON 0818 ( $\text{EC}_{50} = 1 \text{ mg a.e. L}^{-1}$ ) y Roundup® ( $\text{E}_{50} = 4 \text{ mg a.e. L}^{-1}$ ) que a glifosato de grado técnico ( $\text{EC}_{50} > 200 \text{ mg a.e. L}^{-1}$ ) (Bringolf, Cope, Mosher, Barnhart & Shea, 2007). En aplicaciones mínimas y máximas de glifosato y tasas de escorrentía del suelo, resultando en concentraciones estimadas de 0,21 a 0,99 mg POEA  $\text{L}^{-1}$  agua

superficial, se estimó que entre el 21 - 43 % de una amplia gama de especies acuáticas se vieron afectadas por estas concentraciones de POEA (Rodríguez-Gil et al., 2017).

El glifosato puro suprimió la actividad de la acetilcolinesterasa a bajas concentraciones (1–676 mg L<sup>-1</sup>) en mejillones marrones (*Perna perna*) y varias especies de peces (Sandrini et al., 2013). A una concentración de 0,01 mg L<sup>-1</sup>, el glifosato dañó las neuronas motoras primarias en el pez cebra dando como resultado movimientos anormales a una edad temprana (Zhang et al., 2017). La exposición de embriones de pez cebra a concentraciones más altas de Roundup® (50 mg L<sup>-1</sup>), resultó en problemas de desarrollo que incluyen el cerebro anterior, el mesencéfalo y daño ocular (Roy, Carneiro & Ochs, 2016).

La exposición crónica de peces dorados (*Carassius auratus*) a niveles moderadamente bajos de glifosato (34 mg L<sup>-1</sup>) perturbó el metabolismo en varios tejidos, condujo a la sobreproducción de Especies Reactivas de Oxígeno (ROS) y estrés oxidativo (Li et al., 2017). El resultado final fue una lesión renal grave (Li et al., 2017). Incluso concentraciones más bajas de Roundup® (3,6 mg L<sup>-1</sup> durante 4 h) dañaron el ADN en sangre, agallas e hígado de la anguila europea (*Anguilla anguilla*) (Guilherme, Gaivão, Santos & Pacheco, 2009). Exposición de carpas de agua dulce (*Cyprinus carpio*) a niveles más altos de Roundup® (205 mg ó 410 mg de glifosato L<sup>-1</sup>, aún por debajo del rango de aplicaciones comerciales) produjo cambios inducidos en las células hepáticas y las mitocondrias (Szarek, Siwicki, Andrzejewska, Terech-Majewska & Banaszkiwicz, 2000).

Además de estos efectos directos en los animales acuáticos, el glifosato puede afectar las interacciones entre los peces y sus patógenos o parásitos. La exposición de siluro de plata (*Rhamdia quelen*) a concentraciones subletales de glifosato (0,73 mg L<sup>-1</sup>, 10 % de la LC<sub>50</sub> para 96 h) redujo el número de eritrocitos, trombocitos, linfocitos y leucocitos en la sangre, disminuyó la fagocitosis de células inmunes y

aumentó la susceptibilidad al patógeno *Aeromonas hydrophila*, lo que resultó en una disminución en la tasa de supervivencia (Kreutz et al., 2011). De manera similar, concentraciones ambientalmente relevantes (0,36 mg a.i. L<sup>-1</sup>) de glifosato aumentaron la infección en los peces de agua dulce *Galaxias anomalus* por el parásito trematodo *Telogaster opisthorchis* (Kelly, Poulin, Tompkins & Townsend, 2010). Sin embargo, gusanos crin (*Chordodes nobilii*) parásitos de las larvas de mosquito (*Aedes aegypti*) demostraron una reducción de capacidad infectiva y el aumento de la mortalidad de adultos tras la exposición a bajas concentraciones (0,1 – 8 mg a.i. L<sup>-1</sup>) de glifosato grado técnico y Roundup® (Achiorno, Villalobos & Ferrari, 2008). Por lo tanto, los bajos niveles de glifosato en las aguas superficiales podrían alterar el equilibrio entre los hospederos y los patógenos o parásitos. Esto puede provocar cambios inesperados en las comunidades acuáticas (Van et al., 2018).

#### **Efectos en los microorganismos acuáticos**

Se han demostrado los efectos negativos del glifosato y del surfactante POEA para varias especies de microalgas, bacterias acuáticas y protozoos (Rodríguez-Gil et al., 2017). Los modos de acción en los microorganismos acuáticos son similares a los de las plantas y microorganismos terrestres: el glifosato afecta la síntesis de aminoácidos aromáticos, la producción de clorofila, la fotosíntesis y la respiración. La especie bacteriana marina *Vibrio fischeri* fue sensible a concentraciones moderadamente bajas de glifosato en agua (los valores de EC<sub>50</sub> variaron de 5,4 a 7,6 mg a.e. L<sup>-1</sup>), independientemente de la formulación utilizada (Sihtmäe et al., 2013). Las microalgas son generalmente más sensibles al glifosato y al producto formulado Roundup® (1.2-7.8 mg L<sup>-1</sup>) que las bacterias heterótrofas, aunque algunas especies de microalgas son más tolerantes que otras (Wang, Lin, Li & Lin, 2016).

Los microorganismos autótrofos son vitales para los ecosistemas marinos y de agua dulce, ya que forman la base de las cadenas alimentarias. La fotosíntesis, las

densidades celulares y las tasas de crecimiento de tres microalgas disminuyeron por la exposición a una tasa de aplicación típica de glifosato (0,89 kg a.e. ha<sup>-1</sup>, resultando en aproximadamente 1,2 mg L<sup>-1</sup> de glifosato y 0,21 mg L<sup>-1</sup> POEA de agua superficial). Incluso una baja concentración de glifosato (0,011 mg L<sup>-1</sup>) inhibió el crecimiento de la comunidad autótrofa en el agua del río durante tres semanas, aunque no causó la reducción de la clorofila (Bricheux et al., 2013). La adición de Roundup® al agua del estanque (6 y 12 mg a.i. L<sup>-1</sup>, más que 3,5 mg a.i. L<sup>-1</sup> recomendado para el control de las malezas) disminuyó la abundancia de micro y nanofitoplancton total, pero aumentó la abundancia de picocianobacterias y la producción primaria general (Pérez et al., 2007). Este aumento de picocianobacterias se atribuyó al efecto toxicológico directo del glifosato sobre otros microorganismos, lo que dio como resultado la liberación de nutrientes de los cadáveres. En estudios posteriores, el glifosato se formuló como Glifosato Atanor® a 3,5 mg a.i. L<sup>-1</sup> así como glifosato puro y Glifosato Atanor® a 2,7-2,9 mg a.e. L<sup>-1</sup> el cual estimuló la abundancia de bacterioplancton y picociclobacterias planctónicas, y la actividad fotosintética de las algas perifíticas (Wang et al., 2016). Esto se atribuyó al aumento de los contenidos de fósforo en el agua tratada con glifosato (Wang et al., 2016). De hecho, una sola aplicación de glifosato de grado técnico (2,4 mg L<sup>-1</sup>) al agua del grifo en mesocosmos, que quedaron fuera durante 6 meses, aumentó la concentración total de fósforo siete veces (a 0.7 mg L<sup>-1</sup>) y duplicó la densidad de picocianobacterias (a 2x10<sup>-6</sup> células mL<sup>-1</sup> en agua turbia) después de 1-8 días (Pizarro et al., 2016).

De forma similar a los resultados de investigación obtenidos para el suelo, las medidas globales de actividad microbiana y diversidad se vieron afectadas de manera insignificante por los tratamientos con glifosato (0,01 - 0,37 mg L<sup>-1</sup>) a las muestras de aguas superficiales recolectadas en diversos cuerpos de agua (Bricheux et al., 2013). Las mediciones in situ de la actividad microbiana, la diversidad y la composición en relación con las concentraciones de

glifosato se vieron afectadas por la presencia de otros plaguicidas (Daouk, Copin, Rossi, Chèvre & Pfeifer, 2013). Sin embargo, en experimentos controlados en laboratorio el crecimiento y la composición de especies de poblaciones microbianas (determinadas por la electroforesis en gradiente de temperatura temporal en gel con ADN de aguas marinas) a veces se alteraron a niveles de glifosato (0,001 - 0,01 mg L<sup>-1</sup>) (Stachowski-Haberkorn et al., 2008). Por lo tanto, similar a la situación en el suelo, la secuenciación profunda y la metabolómica pueden ser necesarias para detectar cambios sutiles en las comunidades microbianas del agua (Tomas et al., 2017). Los resultados pueden verse afectados por muchos factores, incluidos la formulación y concentración de glifosato, el pH y los contenidos de sedimentos (Wang et al., 2016).

## CONCLUSIÓN

Glifosato es un compuesto que presenta alto riesgo para la salud de los ecosistemas, principalmente acuático.

Se hace necesario el estudio de sus efectos a la salud humana, con el fin de poder tomar medidas que permitan evitar efectos perjudiciales en la misma.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achiorno, C. L., Villalobos, C. de, & Ferrari, L. (2008). Toxicity of the herbicide glyphosate to *Chordodes nobilii* (Gordiida, Nematomorpha). *Chemosphere*, 71, 1816 – 1822. Doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.02.001
- Bai, S. H., & Ogbourne, S. M. (2016). Glyphosate: environmental contamination, toxicity and potential risks to human health via food contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(19), 18988–19001. Doi: 10.1007/s11356-016-7425-3



- Birch, H., Mikkelsen, P. S., Jensen, J. K., & Lützhøft, H. C. H. (2011). Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 64(2), 485–93. Retrieved from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22097024>
- Brahushi, F., Kengara, F. O., Song, Y., Jiang, X., Munch, J. C. and Wang, F. (2017) Fate Processes of Chlorobenzenes in Soil and Potential Remediation Strategies: A Review, *Pedosphere*, 27(3), 407-420
- Bricheux, G., Le Moal, G., Hennequin, C., Coffe, G., Donnadiou, F., Portelli, C., Forestier, C. (2013). Characterization and evolution of natural aquatic biofilm communities exposed in vitro to herbicides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 88, 126–134. Doi: 10.1016/J.ECOENV.2012.11.003
- Bringolf, R. B., Cope, W. G., Mosher, S., Barnhart, M. C., & Shea, D. (2007). Acute and chronic toxicity of glyphosate compounds to glochidia and juveniles of *Lampsilis siliquoidea* (unionidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, 2094. Doi:10.1897/06-519R1.1
- Chekan, J. R., Cogan, D. P., & Nair, S. K. (2016). Molecular basis for resistance against phosphonate antibiotics and herbicides. *Med. Chem. Commun.*, 7(1), 28–36. Doi:10.1039/C5MD00351B
- Daouk, S., Copin, P.-J., Rossi, L., Chèvre, N., & Pfeifer, H.-R. (2013). Dynamics and environmental risk assessment of the herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in a small vineyard river of the Lake Geneva catchment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(9), 2035–2044. Doi: 10.1002/etc.2276
- de Brito Rodrigues, L., de Oliveira, R., Abe, F. R., Brito, L. B., Moura, D. S., Valadares, M. C., de Oliveira, G. A. R. (2017). Ecotoxicological assessment of glyphosate-based herbicides: Effects on different organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(7), 1755–1763. Doi: 10.1002/etc.3580. DOI: 10.1002/etc.3580
- Grandcoin, A., Piel, S., & Baurès, E. (2017). AminoMethylPhosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Research*, 117, 187–197. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.03.055>
- Guilherme, S., Gaivão, I., Santos, M. A., & Pacheco, M. (2009). Tissue specific DNA damage in the European eel (*Anguilla anguilla*) following a short-term exposure to a glyphosate-based herbicide. *Toxicology Letters*, 189, S212. Doi: 10.1016/J.TOXLET.2009.06.550
- Kelly, D. W., Poulin, R., Tompkins, D. M., & Townsend, C. R. (2010). Synergistic effects of glyphosate formulation and parasite infection on fish malformations and survival. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 498–504. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01791.x>
- Koch, C. and Sures, B. (2018) Environmental concentrations and toxicology of 2,4,6-tribromophenol (TBP), *Environmental Pollution*, 233, 706–713. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.10.127
- Kreutz, L. C., Gil Barcellos, L. J., de Faria Valle, S., de Oliveira Silva, T., Anziliero, D., Davi dos Santos, E., Zanatta, R. (2011). Altered hematological and immunological parameters in silver catfish (*Rhamdia quelen*) following short term exposure to sublethal concentration of glyphosate. *Fish & Shellfish Immunology*, 30(1), 51–57. Doi: 10.1016/J.FSI.2010.09.012
- Li, M.-H., Ruan, L.-Y., Zhou, J.-W., Fu, Y.-H., Jiang, L., Zhao, H., & Wang, J.-S. (2017). Metabolic profiling of goldfish (*Carassius auratus*) after long-term glyphosate-based herbicide exposure. *Aquatic Toxicology*, 188, 159-169. DOI: 10.1016/j.aquatox.2017.05.004

- Lindhardt, B., Abildtrup, C., Vosgerau, H., Olsen, P., Torp, S., Iversen, B. V., Gravesen, P. (2013). *The danish pesticide leaching assessment programme. Site Characterization and monitoring design, Geological survey of Denmark and Greenland.*
- Mamy, L., Barriuso, E., & Gabrielle, B. (2016). Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere*, 154, 425–433. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.104
- Maqueda, C., Undabeytia, T., Villaverde, J., & Morillo, E. (2017). Behaviour of glyphosate in a reservoir and the surrounding agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 593–594, 787–795. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.202
- Mistretta, P., & Durkin, P. R. (2011). *Human Health and Ecological Risk Assessment*. Retrieved from [https://www.fs.fed.us/foresthealth/pesticide/pdfs/Glyphosate\\_SERA\\_TR-052-22-03b.pdf](https://www.fs.fed.us/foresthealth/pesticide/pdfs/Glyphosate_SERA_TR-052-22-03b.pdf)
- Monsanto. Backgrounder – Glyphosate and Water Quality. (2014). Retrieved from <https://monsanto.com/app/uploads/2017/06/glyphosate-and-water-quality.pdf>
- Moore, D. R. J., Greer, C. D., Manning, G., Wooding, K., Beckett, K. J., Brain, R. A. and Marshall, G. (2017) A weight-of-evidence approach for deriving a level of concern for atrazine that is protective of aquatic plant communities, *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13, 686–701. DOI: <https://doi.org/10.1002/ieam.1865>
- Pavlidis, G. and Tsihrintzis, V. A. (2018) Environmental Benefits and Control of Pollution to Surface Water and Groundwater by Agroforestry Systems: a Review, *Water Resources Management*, 32(1), 1-29.
- Pérez, G. L., Torremorell, A., Mugni, H., Rodríguez, P., Solange Vera, M., do Nascimento, M., ... Zagarese, H. (2007). Effects of the herbicide Roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 17(8), 2310–22. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18213971>
- Pizarro, H., Vera, M. S., Vinocur, A., Pérez, G., Ferraro, M., Menéndez Helman, R. J., & dos Santos Afonso, M. (2016). Glyphosate input modifies microbial community structure in clear and turbid freshwater systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5143–5153. Doi: 10.1007/s11356-015-5748-0
- Prosser, R. S., Rodríguez-Gil, J. L., Solomon, K. R., Sibley, P. K., & Poirier, D. G. (2017). Effects of the herbicide surfactant MON 0818 on oviposition and viability of eggs of the ramshorn snail (*Planorbella pilsbryi*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(2), 522–531. Doi:10.1002/etc.3571
- Rendon-von Osten, J., & Dzul-Caamal, R. (2017). Glyphosate Residues in Groundwater, Drinking Water and Urine of Subsistence Farmers from Intensive Agriculture Localities: A Survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6), 595. Doi:10.3390/ijerph14060595
- Rodríguez-Gil, J. L., Prosser, R., Hanta, G., Poirier, D., Lissemore, L., Hanson, M., & Solomon, K. R. (2017). Aquatic hazard assessment of MON 0818, a commercial mixture of alkylamine ethoxylates commonly used in glyphosate-containing herbicide formulations. Part 2: Roles of sediment, temperature, and capacity for recovery following a pulsed exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(2), 512–521. Doi:10.1002/etc.3558
- Roy, N. M., Carneiro, B., & Ochs, J. (2016). Glyphosate induces neurotoxicity in zebrafish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 42, 45–54. Doi:10.1016/J.ETAP.2016.01.003
- Sandrini, J. Z., Rola, R. C., Lopes, F. M., Buffon, H. F., Freitas, M. M., Martins, C. de M. G., & da Rosa, C. E. (2013). Effects of glyphosate on cholinesterase activity of the mussel *Perna*

- perna and the fish *Danio rerio* and *Jenynsia multidentata*: In vitro studies. *Aquatic Toxicology*, 130–131, 171–173. Doi: 10.1016/j.aquatox.2013.01.006
- Sihtmäe, M., Blinova, I., Künnis-Beres, K., Kanarbik, L., Heinlaan, M., & Kahru, A. (2013). Ecotoxicological effects of different glyphosate formulations. *Applied Soil Ecology*, 72, 215–224. Doi: 10.1016/J.APSSOIL.2013.07.005
- Stachowski-Haberkorn, S., Becker, B., Marie, D., Haberkorn, H., Coroller, L., & de la Broise, D. (2008). Impact of Roundup on the marine microbial community, as shown by an in situ microcosm experiment. *Aquatic Toxicology*, 89(4), 232–241. DOI: 10.1016/j.aquatox.2008.07.004
- Szarek, J., Siwicki, A., Andrzejewska, A., Terech-Majewska, E., & Banaszkiwicz, T. (2000). Effects of the herbicide Roundup™ on the ultrastructural pattern of hepatocytes in carp (*Cyprinus carpio*). *Marine Environmental Research*, 50(1-5), 263–266. Doi:10.1016/S0141-1136(00)00088-X
- Tromas, N., Fortin, N., Bedrani, L., Terrat, Y., Cardoso, P., Bird, D., Shapiro, B. J. (2017). Characterising and predicting cyanobacterial blooms in an 8-year amplicon sequencing time course. *The ISME Journal*, 11(8), 1746–1763. Doi: 10.1038/ismej.2017.58
- Van Bruggen, A. H. C., He, M. M., Shin, K., Mai, V., Jeong, K. C., Finckh, M. R., & Morris, J. G. (2018). Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. *Science of The Total Environment*, 616–617, 255–268. Doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2017.10.309
- Wang, C., Lin, X., Li, L., & Lin, S. (2016). Differential growth responses of marine phytoplankton to herbicide glyphosate. *PLoS ONE*, 11(3), 1–20. Doi: 10.1371/journal.pone.0151633
- Wang, S., Seiwert, B., Kästner, M., Miltner, A., Schäffer, A., Reemtsma, T., Nowak, K. M. (2016). (Bio)degradation of glyphosate in water-sediment microcosms – A stable isotope co-labeling approach. *Water Research*, 99, 91–100. Doi: 10.1016/J.WATRES.2016.04.041
- Zhang, C., Hu, X., Luo, J., Wu, Z., Wang, L., Li, B., Sun, G. (2015a). Degradation dynamics of glyphosate in different types of citrus orchard soils in China. *Molecules*, 20(1), 1161–1175. Doi: 10.3390/molecules20011161
- Zhang, S., Xu, J., Kuang, X., Li, S., Li, X., Chen, D., Feng, X. (2017). Biological impacts of glyphosate on morphology, embryo biomechanics and larval behavior in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 181, 270–280. Doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.04.094