

Ciencia Digna

Revista de la UCCSNAL
América Latina, mayo 2020
Vol. 1 Nro. 1
ISSN 2684-0251



Consecuencias del modelo transgénico de cultivos resistente a herbicidas en Argentina: ¿es solo un problema de distancias?

Consequences of the herbicide-resistant transgenic crop model in Argentina: just a matter of distance?

Lajmanovich, Rafael C.¹

RESUMEN: Los cultivos extensivos de soja transgénica han dejado numerosos pasivos ambientales, como ser desmontes, pérdidas de suelo y biodiversidad, inundaciones, contaminación ambiental y diversas consecuencias socio-económicas y sanitarias. En este contexto, el debate de las “distancias de aplicación” de los agroquímicos a las poblaciones humanas (cuyos rangos tienen una gran variabilidad interjurisdiccional), ocupa gran parte de las agendas políticas actuales. El objetivo del presente aporte es brindar una breve síntesis sobre las principales investigaciones que a lo largo del tiempo han constatado la presencia de residuos de agrotóxicos en distintas matrices ambientales. Además, datos bibliográficos sobre cuáles son las distancias mínimas necesarias para la protección de la salud humana y animal. En último término, realizar algunas reflexiones y recomendaciones concernientes al modelo agroindustrial impuesto y su creciente conflictividad ambiental y a la necesidad de una urgente opción “agroecológica” que promueva la producción de alimentos sin transgénicos y sin agrotóxicos.

PALABRAS CLAVE: Soja transgénica. Derivas. Agrotóxicos. Residuos.

ABSTRACT: Extensive crops of GM soybeans produced numerous environmental liabilities, such as clearing, loss of soil and biodiversity, floods, environmental pollution and several socio-economic and health consequences. In this context, the debate about the “distances of application” of agrochemicals to human populations (whose ranks have a great interjurisdictional variability), occupies a large part of the current political agendas. The objective of this contribution is to provide a brief summary of the main investigations that, over time, have confirmed the presence of pesticide residues in different environmental matrices. In addition, bibliographic data on which are the minimum distances necessary for the protection of human and animal health. Finally, make some reflections and recommendations concerning the imposed agribusiness model and its growing environmental conflict and the need for an urgent “agroecological” alternative that promotes the production of food without transgenic and without agrotoxics.

KEY WORDS: Transgenic soy. Drift. Agrochemicals. Residues.

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
Laboratorio de Ecotoxicología. Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas (UNL)
Ciudad Universitaria Paraje “El Pozo” CC 242 (3000)
Santa Fe, Argentina
Contacto: rlajmanovich@fcb.unl.edu.ar

No hay dudas que el debate de las “distancias de aplicación” de los agroquímicos a las poblaciones humanas (cuyos rangos tienen una gran variabilidad interjurisdiccional), ocupa gran parte de las agendas políticas actuales. Sobre todo, en ámbitos legislativos y judiciales de diversas localidades rurales de nuestro país. En especial, de las provincias que conforman la zona “núcleo” de producción de soja; como por ejemplo Chaco, Santa Fe, Entre Ríos, Córdoba, Buenos Aires y La Pampa. En general, los disparadores de estos debates son los propios vecinos afectados por las conocidas “derivadas de los agrotóxicos” que se organizan en asambleas ciudadanas, que rápidamente son acompañados y asesorados por las organizaciones ambientales locales y nacionales. Luego de numerosos, intrincados y burocráticos recorridos, obtienen alguna respuesta en los estrados judiciales que momentáneamente los “protege” de este conocido flagelo ampliando los rangos de protección. Llegando a situaciones de que, lo que en una provincia o localidad esta permitido, en otra es delito. Sin embargo, nos podríamos hacer una pregunta: ¿las consecuencias de las aplicaciones químicas masivas terminan ahí? ¿Es solo un problema de distancias? Estas llamadas “franjas o áreas de resguardo” se basan en las “Buenas Practicas Agrícolas” (BPA) y en las normas regulatorias promovidas por los mismos fabricantes de agroquímicos. Estas “normativas” se fundamentan en los valores de “Toxicidad Aguda” o “Dosis Letal Media” (DL50) de los “principios activos” en forma individual, y no de los formulados comerciales que realmente se aplican. Y lo que es más grave aún, no contemplan ningún dato sobre las potenciales interacciones (adición, sinergismo o antagonismo) que pueden tener las “mezclas” o “caldos” usados en el mundo real, o la sumatoria de pesticidas que se usan en un mismo cultivo a lo largo de todo el periodo (desde la siembra a la cosecha).

Al igual que diversos grupos de investigación de otras Universidades Públicas argentinas, el equipo de trabajo del Laboratorio de Ecotoxicología de la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral (UNL), ha realizado estudios por más de 20 años en relación al impacto de los cultivos industriales sobre la salud ambiental de los eco-

sistemas en las provincias del Centro-Este de Argentina (Santa Fe, Entre Ríos y Córdoba) - que pertenecen a la denominada “zona núcleo” de producción agropecuaria. Entre los resultados más destacados, están los primeros datos del país sobre residuos de plaguicidas clorados en vertebrados tetrápodos (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) (Lajmanovich y col. 2005). De igual forma, otros residuos de agroquímicos y fuertes evidencias de “eutrofización” (exceso de nutrientes provenientes de fertilizantes y agroquímicos, en especial nitrógeno y fósforo) han sido hallados en lagunas rurales (Peltzer y col. 2008). También en esta región agroindustrial, se detectaron casos de animales con teratologías -malformaciones congénitas-, logrando recopilar y caracterizar el primer catálogo de malformaciones relacionadas con sitios agrícolas para Sudamérica (Peltzer y col. 2011). Estas malformaciones, según la opinión de la mayoría de los expertos internacionales, tienen una fuerte asociación con el uso intensivo de herbicidas como el glifosato. En otras áreas perirrurales, Sanchez y col. (2014) reportaron las primeras evidencias del país sobre el efecto de las derivadas agrícolas sobre órganos blanco (por ejemplo, testículos) indicativos de disrupción endocrina. A los datos antes descriptos, se suman investigaciones de diversos autores que señalan la presencia del herbicida glifosato y otros agroquímicos en los cuerpos de agua. En gran parte de los casos, estos superan los niveles guía permitidos de 240 µg/L para la protección de la vida acuática, establecidos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación; por ejemplo, en la provincia de Entre Ríos alcanzaron picos de hasta más de 400 veces este valor (105 mg/L) (Sasal y col. 2017). En la misma ventana temporal, investigaciones sobre la calidad del agua (presencia de glifosato y su metabolito AMPA) de los principales afluentes de la cuenca del Paraná en aguas superficiales y sedimentos (Ronco y col 2016), ponen en evidencia la gravedad del problema. Referencian, para la cuenca del río Gualeguay (Entre Ríos), valores extremos de hasta 3294 µg/L de glifosato y 7220 µg/kg para AMPA demostrando un importante impacto de las actividades agrícolas sobre la principal cuenca regional (Río Paraná). Y mas recientemente, varios estudios revelan la presencia de glifosato en el agua

de lluvia en las provincias de Buenos Aires, Entre Ríos, Santa Fe y Córdoba, con valores extremos de hasta 7.69 ug/L (Alonso y col. 2018). De acuerdo a toda la información disponible, la presencia de residuos de agroquímicos es un fenómeno que se extiende en gran parte del área productiva del país, con algunos sitios, por ejemplo, la cuenca del arroyo Pergamino (Provincia de Buenos Aires), como una de las zonas del país mayormente estudiada en cuanto a la presencia de plaguicidas en los ambientes. En esta zona, los agroquímicos mayormente detectados en aguas superficiales han sido -según distintos autores-, atrazina con valores de hasta 12.43 ug/L, clorpirifos 2.5 ug/L, endosulfán 0.9 ul/L y glifosato y AMPA 700 ug/L (Peluso y col 2019). Además, otras investigaciones sobre la ocurrencia de pesticidas en tejidos de peces, registraron 17 agroquímicos [12 insecticidas (7 organofosforados y 5 piretroides), tres fungicidas y dos herbicidas] (Brodeur y col 2017). Los peces contenían diversas moléculas de pesticidas simultáneamente: el 58% de los individuos contenían más de un pesticida y el 11% presentaba cuatro pesticidas o más. En el caso de los organofosforados, las concentraciones alcanzaron valores de 5673 ng/g para diclorvos, 908 ng/g para clorpirifos-metilo, 339 ng/g pirimifos-metilo y fenitrotion 2152 ng/g. Por otra parte, Caprile y col (2017) detectaron glifosato y AMPA en 45 muestras de aguas superficiales y subterráneas de los alrededores de la ciudad de Pergamino. En el 54 y 69% de las muestras analizadas hallaron concentraciones máximas de 258 ug/L y 5865 ug/L para glifosato y AMPA, respectivamente. En agua subterránea, las concentraciones máximas halladas fueron de 1 ug/L para glifosato y de 6 ug/L de AMPA en el 32 y 36% de las muestras analizadas. Además, en 2019, en agroecosistemas de la Provincia de Córdoba, también se detectó glifosato en aguas subterráneas y superficiales en el 66 % de las muestras analizadas, con valores de hasta 167.4 ug/L (Lutri y col. 2019). Como resultado sobresaliente de esta última investigación, se puede mencionar que en algunos casos, el agua subterránea presenta valores de contaminación más altos que los hallados en el agua superficial. Indudablemente, los registros y niveles de glifosato y otros agroquímicos en la atmósfera (registrados en el

agua de lluvia), aguas superficiales y aguas subterráneas son indicadores de la deriva y movilidad por las distintas matrices ambientales que tienen estos formulados químicos al ser aplicados.

Volviendo al tema de “las mezclas”, el concepto de interacción es fundamental para comprender los procesos por los cuales actúan las mixturas químicas. Si el efecto es simplemente aditivo, la suma de los efectos es la misma que si fuéramos expuestos a cada producto químico individualmente. La sinergia ocurre cuando el efecto de una mezcla de productos químicos es mayor que la suma de los efectos individuales (si el efecto de una mezcla es menor que la suma de los efectos individuales, se llama antagonismo). Antes de 1957, los efectos combinados de la exposición a un grupo de pesticidas se suponía era solamente aditivo. Sin embargo, un estudio publicado ese año documentó por primera vez un caso de sinergia de pesticidas. Los autores postularon que los efectos combinados de la exposición a los insecticidas organofosforados Ethyl p-nitrophenyl-phenylphosphorothioate (EPN) y el malatión serían aditivos; sin embargo, su combinación en ratas tenía un efecto 50 veces mayor (Kepner 2004). Desde ese entonces, numerosos ejemplos en todo el mundo demuestran este fenómeno en todo tipo de combinaciones de insecticidas y herbicidas.

Confrontando los escenarios previamente descriptos con la literatura internacional nos encontramos, por ejemplo, que en California (EEUU) se ha estimado que la exposición ambiental a las aplicaciones de pesticidas agrícolas dentro de media milla (804.5 m) (clorpirifos, cipermetrina, lambda-cialotrina, glifosato y otros) pueden contribuir al riesgo de leucemia linfoblástica aguda infantil (Rull y col. 2009). Otro ejemplo lo brindan los estudios de Lu y col. (2000), que muestran que la exposición de los niños a pesticidas organofosforados (OP) en una comunidad agrícola en el centro del estado de Washington (EEUU), es siete veces más alta que la población de referencia, cuando los padres trabajan con pesticidas agrícolas, o cuando viven cerca de tierras de cultivo tratadas con pesticidas. En este mismo sentido, una investigación más reciente en el estado de Washington (Coronado et al 2011), demuestra

(tomando como grupo estudiado a 100 trabajadores agrícolas y 100 adultos y niños no trabajadores agrícolas), la estrecha relación existente entre la proximidad residencial a tierras de cultivo, y las mayores concentraciones de metabolitos urinarios de insecticidas OP. En comparación con los hogares de los trabajadores no agrícolas, los hogares de trabajadores agrícolas tenían niveles más altos de azinfosmetilo (643 ng/g frente a 121 ng/g) y fosmet (153 ng/g frente a 50 ng/g). En general, estos autores observaron una reducción del 20% de estos parámetros, por aumento de milla (≈ 1600 m) de distancia desde las tierras de cultivo. Por otra parte, es muy importante resaltar un trabajo de revisión a nivel mundial, publicado el 7 de enero de 2019 (Gillezeau y col. 2019), que destaca como población más vulnerable a los niños para la exposición a glifosato. Los estudios citados informaron niveles de glifosato en varios biofluidos (en especial orina) en 3298 sujetos con promedios de entre 0.26 a 73.5 $\mu\text{g/L}$. Cuando la exposición fue simultánea entre niños y adultos, los niños exhibieron niveles más altos de glifosato en biofluidos que los adultos. Las razones para esta distinción podrían deberse a la mayor ingesta relativa de alimentos y agua contaminados, diferencias en el metabolismo y eliminación, y/o diferencias en patrones de comportamiento y actividad. En lo referente a trabajos científicos sobre la problemática en nuestro país, no se pueden dejar de mencionar aportes de relevancia internacional, como ser, Avila Vazquez y col (2017). Este estudio detecta una alta asociación entre contaminación por glifosato con el aumento de las frecuencias de cáncer en localidades agrícolas. Asimismo un equipo de investigación de la provincia de Córdoba (Bernardi y col 2015), detecto daño genético en niños expuestos y recomendaron una distancia de 1095 metros como zona restringida al contacto con agroquímicos. También en la provincia de Santa Fe se pueden mencionar las investigaciones de Oliva y col (2001) sobre infertilidad masculina en poblaciones rurales y de Simoniello y col (2008) que registran daño en el ADN en trabajadores expuestos ocupacionalmente a mezclas de pesticidas.

Por otra parte recientemente, Demonte y col (2018) analizaron el agua de 40 tambos ubicados en los Departamentos de Castellanos y Las Colonias (Pcia. de Sta. Fe). Sus resultados revelaron glifosato y el AMPA en 15% y 53% de las muestras analizadas con concentraciones que oscilan entre 0.6–11.3 $\mu\text{g/L}$ y 0.2–6.5 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Estos químicos, también se verificaron en el 33% y el 61% de las muestras de aguas de tanques de reservorio para los animales. En estos tanques, además se encontró el herbicida glufosinato en el 52% de las muestras. Analizando las distancias en que los trabajos de relevancia internacional y nacional encuentran evidencias de daños debido a la exposición, sobre todo en niños como población más vulnerable, refuerzan la necesidad de contar con zonas de resguardo lo suficientemente amplias. Esto, para no afectar a las poblaciones potencialmente expuestas, en pos de evitar las denominadas “zona de sacrificio o área de sacrificio ambiental” (Bullard, 2011), tal como señalan los autores antes mencionados.

Finalmente, por el aumento sustancial en el uso del herbicida glifosato, y por su potencial carcinogenicidad, (la OMS en 2015 lo clasifica como “potencial cancerígeno, Clase “A”) para la protección de la salud ambiental (humana y animal) actualmente en la Unión Europea, consideran al principio precautorio como el enfoque recomendable para su regulación (Székács y Darvas, 2018). Realidad que se expresa en las últimas noticias que están llegando sobre la prohibición total del glifosato, por ejemplo para Alemania, a partir del año 2023 (The Guardian sep. 04, 2019). Como conclusión, analizando la información previamente descripta, podemos inferir que si bien las “distancias” de las aplicaciones químicas agrícolas, son de suma importancia para la protección de la poblaciones expuestas, los problemas o efectos ambientales son muchos mas complejos. No obstante, sí se quieren revertir estos procesos de contaminación ambiental, la “agroecología” –producción de alimentos sin transgénicos resistentes a herbicidas y sin agrotóxicos- tendrá que ser el futuro de reconversión para el sistema agroalimentario nacional.

1. Alonso, L.L., Demetrio, P.M., A., Etchegoyen, M., Marino, D.J., (2018). Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Sci Total Environ.* 15(645), 89-96.
2. Avila Vazquez, M., Maturano, E., Etchegoyen, M.A., Difilippo, F.S., Maclean, B. (2017). Association between Cancer and Environmental Exposure to Glyphosate. *International Journal of Clinical Medicine* 8,73-85.
3. Brodeur, J.C., Sanchez, M., Castro, L., Rojas, D.E., Cristos, D., Damonte, M.J., Poliserpi, M.B., D'Andrea, M.F., Andriulo, A.E., (2017). Accumulation of current-use pesticides, cholinesterase inhibition and reduced body condition in juvenile one-sided livebearer fish (*Jenynsia multidentata*) from the agricultural Pampa region of Argentina. *Chemosphere* 185, 36-46.
4. Bullard, R.D., (2011). Sacrifice Zones: The Front Lines of Toxic Chemical Exposure in the United States. *Environ Health Perspect.* 119(6), A266.
5. Caprile, A.C., V., Aparicio, C., Sasal, Andriulo, E., (2017). Variation in glyphosate and AMPA concentrations of surface water and groundwater EGU 2017-2068.
6. Coronado, G.D., Holte, S., Vigoren, E., Griffith, W.C., Barr, D.B., Faustman, E., Thompson, B., (2011). Organophosphate pesticide exposure and residential proximity to nearby fields: evidence for the drift pathway. *J Occup Environ Med.* 53(8), 884-91.
7. Demonte, L.D., Michlig, N., Gaggiotti, M., Adam, C.G., Beldoménico, H.R., Repetti, M.R., (2018). Determination of glyphosate, AMPA and glufosinate in dairy farm water from Argentina using a simplified UHPLC-MS/MS method. *Sci Total Environ.* 15(645), 34-43.
8. Gillezeau, C., van Gerwen, M., Shaffer, R.M., Rana, I., Zhang, L., Sheppard, L., Taioli, E., (2019). The evidence of human exposure to glyphosate: a review. *Environ Health.* 18(1), 2.
9. Kepner, J. (2004). Synergy: The Big Unknowns of Pesticide Exposure. *Pesticides and You.* Vol. 23 (4).
10. Lajmanovich, R., P., De La Sierra, F., Marino, P., Peltzer, A., Lenardón, Lorenzatti, E., (2005). Determinación de residuos de organoclorados en vertebrados silvestres del litoral fluvial de Argentina. En: *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II.* INSUGEO, Miscelánea, 14: 255-262. Tucumán. ISBN: 987-9390-69-5.
11. Lu, C., Fenske, R.A., Simcox, N.J., Kalman, D., (2000). Pesticide exposure of children in an agricultural community: evidence of household proximity to farmland and take home exposure pathways. *Environ Res.* 84(3), 290-302.
12. Lutri, V.F., Matteoda, E., Blarasin, M., Aparicio, V., Giacobone, D., Maldonado, L., Becher, Quinodoz, F., Cabrera, A., Giuliano, Albo, J., (2019). Hydrogeological features affecting spatial distribution of

Referencias

- glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem. Córdoba, Argentina. *Sci Total Environ.* 22, 134557.
13. Oliva, A., Spira, A., Multigner, L., (2001). Contribution of environmental factors to the risk of male infertility. *Hum Reprod.* 16(8), 1768-1776.
 14. Peltzer, P.M; Lajmanovich, R.C. Sanchez-Hernandez, J.C.; Cabagna, M.; Attademo, A.M; Bassó, A., (2008). Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Scinax nasicus* tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 70(1), 185-197.
 15. Peltzer, P., M., Lajmanovich, R.C., Sanchez, L.C., A. M., Attademo., Junges, C.M., Bionda, C., Martino, L., Bassó, A., (2011). Morphological abnormalities in amphibian populations from the mid-eastern of Argentina. *Herpetological Conservation and Biology* 6 (3), 432-442.
 16. Peluso, J., Aronzon, C.M., Pérez Coll, C.S., (2019). Assessment of environmental quality of water bodies next to agricultural areas of Buenos Aires province (Argentina) by means of ecotoxicological studies with *Rhinella arenarum*. *J Environ Sci Health B.*;54(8), 655-664.
 17. Ronco, A.E., Marino, D.J., Abelando, M., Almada, P., Apartin, C.D., (2016). Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environ Monit Assess.* 188(8), 458.
 18. Rull, R.P., Gunier, R., Von Behren, J., Hertz, A., Crouse, V., Buffler, P.A., Reynolds. P., (2009), Residential proximity to agricultural pesticide applications and childhood acute lymphoblastic leukemia. *Environ Res.* 109(7), 891-899.
 19. Sánchez, L.C., Lajmanovich, R.C., Peltzer, P.M., Manzano, A.S., Junges, C.M., Attademo, A.M., (2014). First evidence of the effects of agricultural activities on gonadal form and function in *Rhinella fernandezae* and *Dendropsophus sanborni* (Amphibia: Anura) from Entre Ríos Province, Argentina. *Acta Herpetologica* 9(1), 75-88.
 20. Sasal, M. C., Wilson, M.G., Sione, S.M., Beghetto, S.M., Gabioud, E.A., Oszust, J.D., Paravani, E.V., Demonte, L., Repetti, M.R., Bedendo, D.J., Medero, S.L., Goette, J.J., Pautasso, N., Schulz, G.A., (2017). Monitoreo de glifosato en agua superficial en Entre Ríos. La investigación acción participativa como metodología de abordaje. *RIA Rev. investig. agropecu.* 43, 195-205.
 21. Simoniello, M.F, Kleinsorge, E.C., Scagnetti, J.A., Grigolato, R.A., Poletta, G.L., Carballo, M.A., (2008). ADN damage in workers occupationally exposed to pesticide mixtures. *J Appl Toxicol.* 28(8), 957-965.
 22. Székács, A., Darvas, B., (2018). Re-registration challenges of glyphosate in the European Union. *Front. Env. Sc. Eng.* 6:78.
 23. The Guardian Sep 04 2019. (<https://www.theguardian.com/environment/2019/sep/04/germany-ban-glyphosate-weedkiller-by-2023>)