

Calidad del agua superficial de una cuenca del norte entrerriano

Natalia Verónica Van Opstal¹, Mariela Seehaus¹, Emmanuel Adrián Gabioud¹, Marcelo Germán Wilson¹, María Rosa Repetti², Luciana Regaldo³, Ana María Gagnetten³, María Carolina Sasal¹

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Paraná, Departamento de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, Ruta 11 km 12,5, Oro Verde, Entre Ríos.

²Universidad Nacional del Litoral (UNL), Facultad de Ingeniería Química (FIQ), Santa Fe, Argentina.

³Universidad Nacional del Litoral (UNL), Facultad de Humanidades y Ciencias (FHUC), Departamento de Ciencias Naturales, Laboratorio de Ecotoxicología, Santa Fe, Argentina.

“Este trabajo fue previamente publicado y aquí se vuelca una síntesis del estudio de calidad de agua. El trabajo se publicó en *Environmental Science and Pollution Research*, de Springer, en marzo de 2022”.

Van Opstal, N.V.; Seehaus, M.S.; Gabioud, E.A.; Wilson, M.G.; Galizzi, F.J.; Pighini, R.J.; Repetti, M.R.; Regaldo, L.M.; Gagnetten, A.M.; Sasal, M.C. Quality of the surface water of a basin affected by the expansion of the agricultural frontier over the native forest in the Argentine Espinal region. *Environ Sci Pollut Res* 29, 57395-57411 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19760-4>

vanopstal.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

El agua dulce del planeta es escasa y resulta de central relevancia estudiar el efecto de los cambios en el uso de la tierra sobre la calidad de los ecosistemas acuáticos. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la calidad del agua superficial, considerando parámetros fisicoquímicos y plaguicidas de mayor uso en la región. El estudio se llevó a cabo en una cuenca representativa del área de bosques nativos perteneciente a la ecorregión del Espinal, provincia de Entre Ríos, afectada en las últimas décadas por el avance de la frontera agrícola. Durante dos años, en diferentes estaciones del año se tomaron muestras de agua superficial para determinar parámetros fisicoquímicos y concentraciones de plaguicidas. Los valores medios de oxígeno disuelto se hallaron dentro de los niveles necesarios para sostener la vida de organismos acuáticos. El pH ligeramente básico registrado se encuentra dentro de los valores de las aguas naturales. De los cationes analizados el orden de las concentraciones fue $\text{Na} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg}$. Los aniones presentaron concentraciones en el orden de $\text{HCO}_3^- \gg \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{PO}_4^{3-}$. Se detectaron 25 plaguicidas, los cuales fueron herbicidas (44 %), insecticidas (28 %) y fungicidas (28 %). Los compuestos 2,4-D, atrazina, ciproconazol, diazinón, glifosato, AMPA y metolacloro fueron detectados en todos los sitios de estudio. Las concentraciones medias y máximas de glifosato, carbaril, carbendazim e imidacloprid estuvieron por debajo de los niveles guía para biota acuática. Los compuestos de 2,4-D, atrazina, dicamba y metolacloro presentaron concentraciones por encima de NGPBA en varios sitios de muestreo. Se observaron efectos atribuibles al cambio de uso de la tierra en el agroecosistema del Espinal sobre la integridad del ecosistema acuático.

INTRODUCCIÓN

Una cuenca hidrográfica es el área delimitada por las divisorias de aguas de un sistema de arroyos y ríos que convergen en la misma desembocadura. Los cambios en el uso de la tierra en el interior de una cuenca implican impactos ambientales que afectan la cantidad y calidad del recurso agua y de los ecosistemas acuáticos.

La provincia de Entre Ríos abarca un área de aproximadamente 78.000 km² y su paisaje está determinado por la morfología resultante de la acción de sus ríos principales. Posee una vasta red hidrográfica, conformada por ríos y arroyos en todo su territorio (Lenzi, 2017). En total, la provincia cuenta con 41.790 km de ríos y arroyos y 7.736 cursos de aguas interiores (FAO, 2015). Esta red de agua dulce superficial y los acuíferos proporcionan un volumen de agua apta para el consumo hasta 12 veces mayor a cualquier otra provincia argentina.

En la zona norte de la provincia predominaban bosques xerófitos de la ecorregión del Espinal (Cabrera, 1976), donde históricamente se realizaba actividad ganadera extensiva. Sin embargo, en las últimas décadas se experimentan cambios en el uso de la tierra por conversión de ecosistemas naturales a cultivados y simplificación de los esquemas de rotaciones en tierras agrícolas (Sabattini, et al., 2016).

Los ambientes acuáticos localizados en cuencas con producción agrícola intensiva reciben el aporte difuso de plaguicidas por deriva, escurrimiento o erosión (Manahan, 2007; Sasal et al., 2010; Ayarragaray, 2015; Azcarate et al., 2015; Bedmar et al., 2015).

El objetivo de este trabajo fue caracterizar la calidad del agua superficial, considerando parámetros fisicoquímicos y plaguicidas de mayor uso en la región. La evaluación de indicadores fisicoquímicos y el registro de compuestos orgánicos en cursos de agua superficial permitirá inferir sobre el impacto que genera el cambio de uso de la tierra en la calidad de agua y establecer estrategias apropiadas de manejo y protección de los ecosistemas acuáticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la cuenca hidrográfica del A° Estacas (30° 41' 4,13" S / 59° 20' 13,39" O) en el norte de la provincia de Entre Ríos. La cuenca tiene una superficie de 730 km² y su curso principal es tributario del arroyo Feliciano perteneciente a la Cuenca del Plata.

Se seleccionaron 7 sitios de muestreo en la cuenca: S1, curso de primer orden con nacimiento en el área de bosque nativo de la cuenca; S2, S3 y S5 en el A° Estacas; S4t, curso de primer orden correspondiente a un área de alta intervención agrícola y S6 y S7 sobre el A° Estacas (fig. 1).

Se realizaron muestreos de agua superficial a lo largo de un período de dos años entre 2017 y 2018, con frecuencia bimensual, que incluyeron períodos con y sin aplicación de plaguicidas. Oxígeno disuelto (OD, mg L⁻¹), pH, conductividad eléctrica (CE, $\mu\text{S cm}^{-1}$) y temperatura (T, °C) se midieron *in situ* con equipo multiparamétrico Consort C933. Transparencia se midió *in situ* a través de la profundidad del disco Secchi (Sd, cm). Simultáneamente, en cada momento y sitio de muestreo, se tomaron muestras de agua superficial para la determinación de parámetros fisicoquímicos y concentraciones de plaguicidas. Los parámetros fisicoquímicos que se determinaron fueron: sólidos disueltos totales (SDT), iones mayoritarios y minoritarios: sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), bicarbonatos (HCO₃), cloruro (Cl), y sulfatos (SO₄) y dureza total (mg L⁻¹ Ca y Mg). Las determinaciones de plaguicidas se analizaron mediante cromatografía de líquidos y gases, y espectrometría de masas (LC-MS/MS + GC-MS/MS).

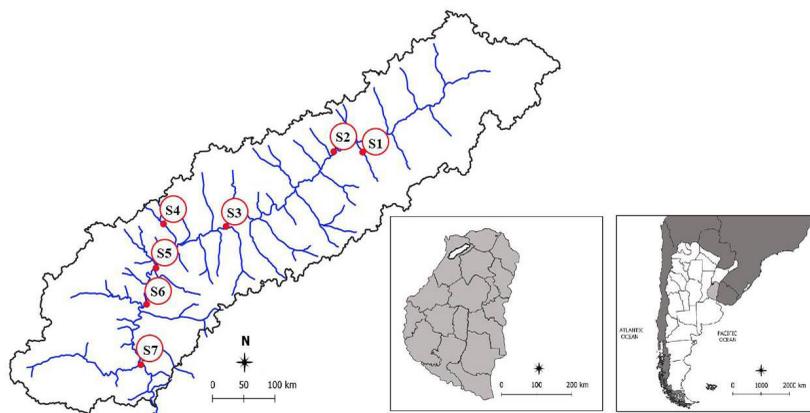
Se analizó normalidad y homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Shapiro Wilk y la prueba de Bartlett, respectivamente. Se aplicó análisis de varianza unidireccional (ANOVA) y prueba de Bonferroni *a posteriori* para evaluar importancia de las diferencias observadas entre los parámetros fisicoquímicos en los diferentes sitios

de muestreo. Se realizaron análisis de correlación lineal y de Spearman. Las diferencias se consideraron significativas cuando $p < 0,05$. Se realizó un análisis de componentes principales (PCA). Se analizó la frecuencia de detección de las concentraciones de plaguicidas para los distintos momentos y sitios de detección. Se utilizó el paquete estadístico Infostat (2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los registros de OD mostraron variación entre sitios de muestreo con valores mínimos de 1,3 mg L⁻¹ (en S1) y máximos de 10,3 mg L⁻¹ (en S2) (promedio= 5,8 mg L⁻¹) (tabla 1). Siendo los valores promedios por sitios superiores a los niveles mínimos recomendados para la protección de la biota acuática, que oscilan entre 4 y 5 mg L⁻¹ (Primost, 2019). No se registraron diferencias significativas de OD entre los distintos sitios (ANOVA, $p > 0,05$). La T del agua presentó variaciones estacionales entre 9,5 y 29,4 °C, con un valor promedio de 21,3 °C. La CE mostró una variación entre sitios de muestreo de 93 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 429 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (promedio= 187 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Se encontraron diferencias significativas de CE entre los sitios (ANOVA, $p > 0,05$), el sitio S7 (en la desembocadura de la cuenca) presentó el valor más alto y el sitio S2 el más bajo. El nivel medio de pH fue de 7,3 ($\pm 0,4$), sin diferencias significativas entre los sitios (ANOVA, $p > 0,05$). El pH ligeramente básico registrado se encuentra dentro de los valores de las aguas naturales, rango de pH entre 6,5 a 8,0 y es controlado principalmente por el sistema carbonato-bicarbonato (Stumm y Morgan, 1996).

Figura 1. Localización de los sitios de muestreo (S1, S2, S3, S4, S5, S6 y S7) en la cuenca del A° Estacas.



Se registraron diferencias en Sd entre los sitios de muestreo (ANOVA, $p < 0,05$). La turbidez más alta se registró en S4, S6 y S1, valores intermedios en S7, S5, S3, siendo el menor valor medio S2 (ANOVA, $p < 0,05$). La dureza total presentó valores medios de $51,3 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, sin diferencias significativas entre sitios (ANOVA, $p > 0,05$). Estos valores la ubican dentro de la categoría de aguas blandas (WHO, 2011).

De los cationes analizados el orden de las concentraciones fue el siguiente: $\text{Na} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg}$. El catión Ca fue el único que presentó diferencias significativas entre sitios (ANOVA, $p < 0,05$). Se diferencian los sitios S6 y S1, con valores de $19,6$ y $7,3 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Los aniones presentaron concentraciones en el orden de $\text{HCO}_3 >> \text{Cl} > \text{SO}_4 > \text{PO}_4$, sin presentar diferencias entre sitios (ANOVA, $p > 0,05$). Los valores de STD presentaron valores medios de 102 g L^{-1} , sin diferencias significativas entre sitios (ANOVA, $p > 0,05$).

Se encontraron correlaciones significativas entre los parámetros de calidad de agua analizados (tabla 2). El OD se correlacionó negativamente con T, Sd y con PO_4 . La correlación negativa entre

OD y T es consistente con la Ley de Henry, que establece que cambios en la temperatura del líquido inducen cambios en la concentración de saturación de oxígeno disuelto. Al aumentar la temperatura disminuye la solubilidad del oxígeno (tabla 2). La T se correlacionó positivamente con Sd, cationes Na y K, y negativamente con Cl. La CE se correlacionó positivamente con Sd, dureza total, Ca, HCO_3 y STD: estas correlaciones podrían explicarse a la estrecha relación de CE en cuerpos de agua con STD e iones mayoritarios (Chapman, 1996). El pH se correlacionó negativamente con Sd, PO_4 y SO_4 . Sd se correlacionó positivamente con calcio. La dureza total se correlacionó positivamente con Ca, Mg, HCO_3 y STD, y negativamente con K. De los cationes analizados, el Ca se correlacionó positivamente con HCO_3 y STD. Mg se correlacionó negativamente con K. Sodio se correlacionó positivamente con K. Los HCO_3 se correlacionaron positivamente con Cl y STD. Cloruros se correlacionaron positivamente con SO_4 y STD. Fosfatos se correlacionaron positivamente con SO_4 .

Las correlaciones positivas de CE con STD, dureza total, Ca y HCO_3 El

pH ligeramente básico registrado se encuentra dentro de los valores de las aguas naturales, rango de pH entre 6,5 a 8,0 y es controlado principalmente por el sistema carbonato–bicarbonato (Stumm y Morgan, 1996). Mediante el análisis multivariado (fig. 3) se observaron diferencias en la calidad fisicoquímica de algunos sitios. Particularmente, la naciente y la desembocadura se diferencian en HCO_3 , CE y Sd que incrementan hacia la desembocadura.

El análisis multivariado, ACP, considerando todos los parámetros fisicoquímicos estudiados en todos los sitios de muestreo mostró que el 67 % de la variación total de los datos se explica por las dos primeras componentes (fig. 2). La primera componente explica el 37 % de la variación y separa los sitios S1, S2 y S3 pertenecientes a la naciente de la cuenca del resto de los sitios de muestreo. La segunda componente explica el 30 % de la variación y separa los sitios S1 y S7 con propiedades fisicoquímicas contrastantes del resto de los sitios. Estos sitios representan la naciente y la desembocadura de la cuenca, y se diferencian en HCO_3 , Mg, CE y Sd, que incrementan hacia la desembocadura.

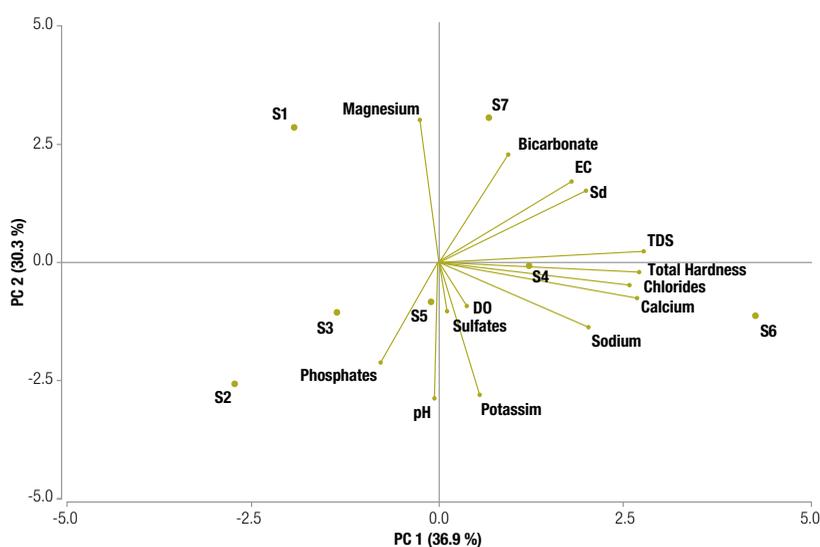
Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos registrados en cada sitio de muestreo (S1 a S7), valores medios ($N \pm 1$ DE desviación estándar).

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
OD (mg L^{-1})	4.46 (± 53.19)	6.81 (± 30.57)	5.71 (± 28.91)	4.1 (± 57.1)	6.59 (± 26.76)	6.67 (± 24.92)	6.94 (± 21.78)
T ($^{\circ}\text{C}$)	20.93 (± 27.75)	19.9 (± 27.58)	21.74 (± 26.91)	21.15 (± 23.94)	22.14 (± 24.84)	22.28 (± 26.38)	20.85 (± 33.13)
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	145.1 (± 19.73)	112.69 (± 14.76)	150.41 (± 50.38)	232.68 (± 33.45)	178.73 (± 46.5)	203.41 (± 47.77)	288.45 (± 30.66)
pH	7.06 (± 6.38)	7.52 (± 5.37)	7.41 (± 3.36)	7.37 (± 6.99)	7.44 (± 4.33)	7.36 (± 4.43)	7.21 (± 5.76)
Sd (cm)	25.0 (± 26.46)	14.43 (± 21.21)	19.38 (± 20.4)	27.81 (± 18.26)	21.43 (± 37.42)	26.56 (± 35.91)	22.5 (± 15.71)
Dureza total ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	46.44 (± 39.05)	42.79 (± 49.51)	45.0 (± 49.64)	51.19 (± 29.97)	54.19 (± 47.33)	67.56 (± 82.82)	50.75 (± 54.69)
Calcio (Ca^{2+} , mg L^{-1})	7.31 (± 42.77)	10.21 (± 81.71)	11.31 (± 70.28)	15.31 (± 17.01)	14.56 (± 44.1)	19.56 (± 78.88)	14.25 (± 68.37)
Magnesio (Mg^{2+} , mg L^{-1})	9.88 (± 112.82)	4.0 (± 19.09)	4.25 (± 76.24)	4.08 (± 112.87)	3.94 (± 81.01)	4.81 (± 91.92)	11.17 (± 125.24)
Sodio (Na^{+} , mg L^{-1})	14.07 (± 34.09)	18.14 (± 50.33)	25.38 (± 112.99)	20.09 (± 37.98)	14.66 (± 33.91)	49.83 (± 161.15)	11.05 (± 74.63)
Potasio (K^{+} , mg L^{-1})	4.66 (± 72.92)	9.84 (± 29.76)	8.95 (± 50.93)	8.92 (± 52.04)	8.04 (± 43.43)	9.06 (± 50.15)	6.53 (± 79.03)
Bicarbonatos (HCO_3^{-2} , mg L^{-1})	73.81 (± 44.29)	66.5 (± 44.16)	68.5 (± 62.73)	82.63 (± 39.07)	69.13 (± 46.02)	70.88 (± 26.33)	84.75 (± 23.51)
Cloruros (Cl^{-1} , mg L^{-1})	7.94 (± 68.46)	7.93 (± 54.79)	8.19 (± 47.52)	15.25 (± 64.32)	7.1 (± 46.18)	22.38 (± 200.21)	9.88 (± 41.42)
Fosfatos (PO_4^{-3} , mg L^{-1})	0.88 (± 95.0)	1.26 (± 69.42)	1.13 (± 76.19)	1.33 (± 46.98)	0.84 (± 99.87)	0.87 (± 105.2)	0.35 (± 28.91)
Sulfatos (SO_4^{-2} , mg L^{-1})	7.1 (± 59.6)	9.11 (± 61.31)	6.68 (± 60.73)	8.85 (± 61.76)	8.34 (± 75.9)	7.79 (± 63.56)	8.06 (± 38.43)
STD (mg L^{-1})	70.51 (± 29.9)	71.45 (± 25.27)	67.76 (± 62.92)	122.69 (± 32.2)	89.97 (± 40.39)	166.74 (± 140.29)	124.99 (± 17.44)

Tabla 2. Matriz de correlación de Spearman entre parámetros fisicoquímicos registrados en cada sitio de muestreo (S1 a S7).

OD	Dureza total															
	T	CE	pH	Sd	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	PO ₄	SO ₄	STD			
OD	1															
T	-0.38	1														
CE	-0.12	0.11	1													
pH	0.26	-0.23	0.07	1												
Sd	-0.36	0.34	0.38	-0.29	1											
Dureza total	-0.12	-0.05	0.57	0.18	0.15	1										
Ca	-0.04	0.09	0.57	0.23	0.38	0.62	1									
Mg	-0.27	-0.08	0.12	0.05	-0.11	0.6	-0.005	1								
Na	-0.22	0.53	0.14	-0.12	0.19	0.09	0.15	-0.17	1							
K	0.21	0.36	-0.06	0.03	-0.09	-0.32	-0.06	-0.4	0.31	1						
HCO ₃	-0.11	0.08	0.48	0.08	0.05	0.6	0.43	0.24	0.01	0.1	1					
Cl	0.1	-0.32	0.26	0.11	0.07	0.24	0.17	0.02	-0.04	-0.05	0.32	1				
PO ₄	-0.47	0.19	-0.26	-0.35	0.07	0.02	-0.09	0.18	0.06	-0.13	-0.04	0.07	1			
SO ₄	-0.08	-0.2	-0.13	-0.35	0.04	0.04	0.04	0.11	-0.14	-0.19	-0.01	0.3	0.39	1		
STD	-0.1	0.16	0.85	0.05	0.27	0.68	0.61	0.22	0.16	0.02	0.62	0.3	-0.09	-0.06	1	

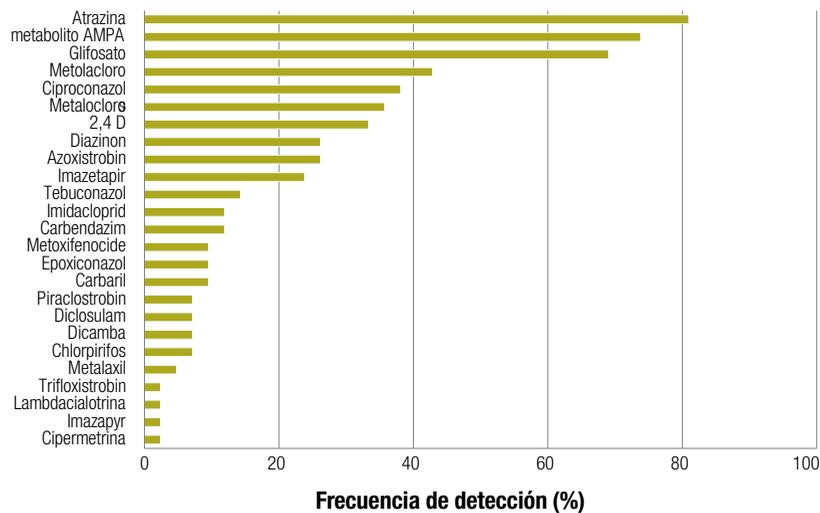
Los análisis de plaguicidas detectaron 25 compuestos en el agua superficial durante los dos años de muestreo. Los plaguicidas detectados fueron herbicidas (44 %), insecticidas (28 %) y fungicidas (28 %). Los cultivos anuales que se realizan en la cuenca (principalmente soja, maíz y trigo) se asocian con un volumen de uso de herbicidas varios, órdenes de magnitud superior a los volúmenes de insecticidas y fungicidas. Según el último informe de la Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE, 2014), el volumen comercializado en Argentina de herbicidas es 87 %, insecticidas 6 % y fungicidas 3 %. En consecuencia, los compuestos de plaguicidas con frecuencias de detección en más del 60 % de los muestreos fueron herbicidas (fig. 3). Entre los plaguicidas encontrados, atrazina fue el compuesto que se detectó en más del 80 % de las muestras analizadas. Atrazina, el herbicida de mayor uso en el cultivo de maíz, es el tercer herbicida más utilizado en el país. Glifosato y su metabolito AMPA se detectaron con una frecuencia entre el 60 y 75 %, metolaclo en más del 40 %, otros 6 compuestos se detectaron entre el 20 y 39 % de las muestras y 15 compuestos en menos del 20 % de las muestras recolectadas en los distintos sitios y estaciones de muestreo (fig. 3).

Figura 2. Análisis de componentes principales con parámetros fisicoquímicos y sitios de muestreo. (Componentes principales –PC– 1 y 2, que explican el 67,2 % de la variación total).

Los insecticidas se encontraron con una frecuencia de detección menor al 20 %, a excepción del insecticida diazinón que superó el 25 % (fig. 4). El imidacloprid se encontró con baja frecuencia de detección, siendo un insecticida sistémico muy utilizado como terapéutico de semillas para control de insectos de suelo.

Los fungicidas se encontraron con una frecuencia de detección menor al 20 %, a excepción de ciproconazol y azoxistrobin que se detectaron en el 38 y 26 % de las muestras (fig. 3). Estos se usan combinados en preparados comerciales para el control de enfermedades foliares en los cultivos de maíz, soja, sorgo y trigo.

Figura 3. Frecuencia de detección de los plaguicidas y el metabolito AMPA durante los momentos de muestreo.



Los compuestos 2,4-D, atrazina, ciproconazol, diazinón, glifosato, AMPA y metolaclopro fueron detectados en todos los sitios de estudio; s-metolaclopro, tebuconazol y azoxistrobin se registraron en 6 sitios; imazetapir y carbendazim se registraron en 5 sitios, carbaril, imidacloprid y metoxifenocid se registraron en 4 sitios. Dicamba, diclosulam y epoxiconazol se registraron en 3 sitios, metalaxil y piraclostrobin se registraron en 2 sitios, e imazapir, cipermetrina, clorpirifós, trifloxistrobin y lambdacialotrina en 1 solo sitio de muestreo (tabla 3).

Las concentraciones máximas de glifosato, carbaril, carbendazim e imidacloprid estuvieron por debajo de los niveles guía propuestos para la protección de la biota acuática establecidos para estos compuestos. Cipermetrina y clorpirifós presentaron niveles iguales o por encima de los NGPBA en un sitio y momento particular, siendo la concentración máxima de cipermetrina en el sitio S6 un 99 % mayor al NGPBA. Los niveles guía para biota acuática de cipermetrina y clorpirifós son inferiores a los LD y LC del método analítico utilizado. Las concentraciones máximas de atrazina superaron ampliamente los NGPBA. Las concentraciones de diazinón registradas estuvieron levemente por encima del NGPBA en todos los sitios de muestreo. Los ambientes acuáticos son sistemas de significativa vulnerabilidad, debido a que constituyen los receptores naturales de los plaguicidas utilizados en las actividades agrícolas. Las concentraciones

de plaguicidas encontradas evidencian que los compuestos 2,4-D, atrazina, cipermetrina, clorpirifós y diazinón llegan al curso de agua con concentraciones por encima de NGPBA (tabla 3). También, se puede observar que de los 25 compuestos detectados en este estudio solo 8 presentan niveles guía nacionales para protección de la biota acuática, evidenciando la carencia de información local de referencia. Dentro de los tres principales grupos de compuestos analizados, los fungicidas son los compuestos con menor número de niveles guía establecidos. En este estudio solo un compuesto de siete fungicidas presenta nivel guía para biota acuática (tabla 3). Consideramos que los resultados presentados en este trabajo pueden servir de insumos en futuras reglamentaciones orientadas a preservar la calidad del agua y la integridad ecosistémica a nivel de cuenca en la región del Espinal entrerriano.

CONCLUSIONES

La elevada frecuencia de muestreo y el período de dos ciclos anuales de cultivos agrícolas en la cuenca permitió detectar moléculas y concentraciones de plaguicidas que no habían sido detectadas en trabajos precedentes. Así, la evaluación espacial de parámetros de calidad fisicoquímica y de presencia de pesticidas en cursos de agua superficial permitió inferir que hay efectos atribuibles a este cambio de uso de la tierra en

el agroecosistema del Espinal sobre la integridad del ecosistema acuático.

FINANCIAMIENTO

Este trabajo fue parcialmente financiado por el INTA (a través del Programa de Posgrado y Perfeccionamiento, Resol. 230/16, PD-I039, PE-I046, PE-I041) y el Observatorio Nacional de la Degradación de Tierras y Desertificación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al personal del Departamento de Recursos Naturales y Gestión Ambiental del INTA Paraná por su valiosa contribución en la realización del experimento a campo.

BIBLIOGRAFÍA

- AYARRAGARAY, M. (2015). Estudio de niveles ambientales de glifosato, ácido aminometilfosfónico (AMPA), atrazina y 2-4D en ambientes acuáticos cercanos a la ciudad de San Justo (Provincia de Santa Fe). Tesis para la obtención del Grado Académico de Magister en Gestión Ambiental. Universidad Nacional del Litoral. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. 104 p.
- BEDMAR, F.; GIANELLI, V.; ANGELINI, H.; VIGLIANCHINO, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)*. 41 (1): 70-82. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/485>
- CABRERA, A.L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. 12.ª Edición. Tomo II, Fas. I. Ed. ACME. S.A.C.I. BS. As. 85 p.
- CABRERA, A.L. (1971). *Fitogeografía de la República Argentina*. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 14: 1-42.
- CASAFE (CHAMBER OF AGRICULTURAL AND FERTILIZER HEALTH). (2014). Estudio de Mercado 2014 de Productos de Protección de Cultivos. (Disponible: <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/> verificado: 01/10/20).
- CHAPMAN, D.V. (Ed.). (1996). *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. CRC Press.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION).

Tabla 3. Concentraciones medias y máximas de plaguicidas en los sitios de estudio de la cuenca.

	S1			S2		S3		S4		S5		S6		S7			
	LD	LC	NGPBA	Mean	Max	Mean	Max	Mean	Max	Mean	Max	Mean	Max	Mean	Max		
	(µg L ⁻¹)			(µg L ⁻¹)													
2,4 D	0,06	0,2	≤ 3.4	< LQ	< LQ	0,4	3	0,5	3	1,5	12	< LQ	0,4	< LQ	0,3	< LQ	0,2
metabolito AMPA	0,18	0,6	-	< LQ	< LQ	0,8	5	< LQ	3	0,9	2	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Atrazina	0,03	0,1	≤ 3	< LQ	0,2	2,7	18	5,2	40	15,8	86	2,3	16	0,3	0,8	0,4	0,7
Azoxistrobin	0,02	0,05	-	ND	ND	< LQ	9	< LQ	0,05	0,06	0,45	< LQ	0,05	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Carbaril	0,03	0,1	≤ 0.5	0,003	0,025	0,003	0,025	0,003	0,025	ND	ND	ND	ND	0,003	0,025	ND	ND
Carbendazim	0,06	0,2	≤ 1	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	ND	ND	ND	ND	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Cipermetrina	0,15	0,5	≤ 0.0006	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	11,5	92	ND	ND
Ciproconazol	0,02	0,05	-	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,05	0,25	< LQ	< LQ	3,4	27	< LQ	< LQ
Clorpirifos	0,15	0,5	≤ 0.006	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,04	0,2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Diazinon	0,003	0,01	≤ 0.02	< LQ	0,025	0,01	0,05	< LQ	0,025	0,01	0,05	0,01	0,05	0,01	0,05	0,01	0,025
Dicamba	0,30	1	-	ND	ND	0,3	2	1,3	10	ND	ND	0,4	3	ND	ND	ND	ND
Diclosulam	0,03	0,1	-	ND	ND	ND	ND	0,01	0,07	ND	ND	ND	ND	0,006	0,05	0,006	0,025
Epoxiconazol	0,01	0,02	-	ND	ND	ND	0	0,003	0,02	0,5	4	ND	ND	0,0025	0,02	ND	ND
Glifosato	0,18	0,6	< 240	1,56	11,5	3,1	19	1,7	13	1	6	< LQ	1,5	0,7	8	< LQ	1
Imazapir	0,01	0,02	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	< LQ	0,12	ND	ND
Imazetapir	0,03	0,1	-	ND	ND	0,06	0,4	0,009	0,05	0,05	0,4	0,011	0,05	0,006	0,025	ND	ND
Imidacloprid	0,03	0,1	-	ND	ND	0,01	0,05	0,03	0,2	ND	ND	0,01	0,05	0,01	0,1	ND	ND
Lambdacialotrina	0,03	0,1	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	< LQ	0,12	ND	ND
Metalaxil	0,03	0,1	-	ND	ND	ND	ND	< LQ	< LQ	ND	ND	< LQ	< LQ	ND	ND	ND	ND
Metolacloro	0,03	0,1	-	< LQ	< LQ	1,3	9	3	24	1	8	1,4	11	< LQ	0,15	< LQ	0,1
Metoxifenocida	0,03	0,1	-	ND	ND	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	ND	ND	< LQ	< LQ	ND	ND
Piraclostrobin	0,03	0,1	-	ND	ND	ND	ND	< LQ	< LQ	ND	ND	< LQ	< LQ	ND	ND	ND	ND
S-Metolacloro	0,03	0,1	-	ND	ND	0,88	6	1,9	15	0,7	5	0,8	6	0,05	0,2	< LQ	0,1
Tebuconazol	0,03	0,1	-	< LQ	< LQ	< LQ	0,2	< LQ	0,14	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	ND	ND
Trifloxistrobin	0,01	0,02	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	< LQ	0,065	ND	ND	ND	ND

LD: límite de detección. LC: límite de cuantificación. NGPBA: Niveles guía establecidos para la protección de la biota acuática de Argentina. ND no detectado. En negrita se encuentran los valores por encima de los niveles guía establecidos para la protección de la biota acuática. ND: sin datos.

(2015). AQUASTAT Perfil de País - Argentina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia. (Disponible: <http://www.fao.org/3/ca0438es/CA0438ES.pdf> verificado: 30 de agosto de 2020).

LENZI, L.M. (2017). Evaluación del impacto del cambio climático en los procesos hidrológicos de la Cuenca del Arroyo Feliciano, Entre Ríos, Argentina. <http://hdl.handle.net/2183/19778>

MANAHAN, S. (2007). Introducción a la Química Ambiental. Ed. Reverté. Barcelona, España. 725 p.

PRIMOST, J.E. (2019). Dinámica de nutrientes en aguas superficiales del Delta del Paraná. Impactos del desarrollo productivo regional en la sustentabilidad del ecosistema. Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias Exactas. Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. 185 p. <https://doi.org/10.35537/10915/96796>

SASAL, M.C.; CASTIGLIONI, M.G.; WILSON, M.G. (2010). Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Till Res.*

108: 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.03.010>

STUMM, W.; MORGAN, J.J. (1996). *Aquatic Chemistry*, 3rd ed. John Wiley y Sons, Nueva York, EUA. 1022 p.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). (2011). *Hardness in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. https://apps.who.int/iris/bits-tream/handle/10665/70168/WHO_HSE_WSH_10.01_10_Rev1_eng.pdf.