

Desafíos ambientales con una mirada regional: explorando las relaciones entre usos del suelo, dinámica de cuencas y el transporte de contaminantes en el Bajo Delta Entrerriano del río Paraná*

Mariana Totino**

Facundo Schivo***

Valeria Sfara****

Resumen

El presente artículo consiste en un análisis de la movilidad de contaminantes potenciales en la cuenca baja del río Paraná a partir de una metodología basada en un enfoque de cuencas. La misma permitió delimitar el área de estudio para modelar los movimientos del agua a lo largo de grandes extensiones y analizar el área drenada que pasa por un punto. Además, se utilizaron herramientas de la ecología de paisajes para incluir las características de las coberturas y usos del suelo que atraviesa el agua en su recorrido. Se presentan fuentes de contaminación puntual y difusa para analizar los posibles contaminantes y se discuten sus efectos sobre el ambiente y las personas. Este modelado regional permite determinar la movilidad, identidad y posibles sitios de acumulación de dichos contaminantes y constituye una etapa preliminar para el abordaje de estos estudios a escala local en el Bajo Delta del Paraná.

Palabras clave: Delta del Paraná, contaminación, ecología de paisajes, modelado.

Summary

This article consists of an analysis of the mobility of potential contaminants in the lower basin of the Paraná River based on a methodology based on a basin approach. It made it possible to delimit the study area to model the movements of water over large areas and

* Recibido: 2023-12-29. Aceptado: 2024-07-14. Agradecemos a Julio Benítez y a Cristina Arias, ambos de la ONG SEA (Solidaridad, Educación y Ambiente), por su colaboración y apoyo. El estudio se enmarca en el proyecto PIP 2021-2913 financiado por el CONIET.

** Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, CONICET; Argentina. Correo electrónico: mariana_totino@yahoo.com.ar

*** Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, CONICET; Argentina. Correo electrónico: fschivo@unsam.edu.ar

**** Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, CONICET; Argentina. Correo electrónico: sfaravaleria@gmail.com

analyze the drained area that passes through a point. In addition, landscape ecology tools were used to include the characteristics of the land covers and uses that the water passes through on its way. Point and diffuse pollution sources are presented to analyze possible pollutants and their effects on the environment and people are discussed. This regional modeling allows us to determine the mobility, identity and possible accumulation sites of said pollutants and constitutes a preliminary stage for addressing these studies at a local scale in the Lower Paraná Delta.

Keywords: Paraná Delta, pollution, landscape ecology, modeling.

Resumo

Este artigo consiste em uma análise da mobilidade de potenciais contaminantes na bacia inferior do rio Paraná com base em uma metodologia baseada em abordagem de bacia. Possibilitou delimitar a área de estudo para modelar os movimentos da água em grandes áreas e analisar a área drenada que passa por um ponto. Além disso, foram utilizadas ferramentas de ecologia paisagística para incluir as características da cobertura do solo e dos usos pelos quais a água passa em seu caminho. São apresentadas fontes de poluição pontuais e difusas para analisar possíveis poluentes e são discutidos seus efeitos no meio ambiente e nas pessoas. Essa modelagem regional permite determinar a mobilidade, a identidade e os possíveis locais de acumulação desses poluentes e constitui uma etapa preliminar para a abordagem desses estudos em escala local no Delta do Baixo Paraná.

Palavras-chave: Delta do Paraná, poluição, ecologia da paisagem, modelagem.

Introducción

Los humedales son ecosistemas de gran importancia dadas las características de los suelos que los componen, la presencia de reservorios de agua dulce y la alta biodiversidad que albergan (Mistch & Gosselink 2015, Gardner & Finlayson 2018). Además aportan múltiples beneficios tales como la purificación del agua, regulación de inundaciones, secuestro de carbono, recreación, investigación y educación, entre otros (Chen et al. 2004 y bibliografía allí citada). El Delta del río Paraná es un buen ejemplo de esto. Históricamente en esta zona se realizan diferentes actividades productivas como la forestación con salicáceas, la apicultura, la producción de frutales, la caza y la pesca de subsistencia y la ganadería, de las cuales esta última es la más difundida (Quintana et al.

2012, Quintana et al. 2014). El Delta ofrece una gran biodiversidad vegetal con muchas especies de alto valor forrajero para el ganado y un ambiente propicio para la cría de vacunos (Rossi et al. 2014). En las últimas décadas y debido a la expansión de la frontera agrícola por el éxito comercial del monocultivo de soja, la ganadería de la región pampeana fue desplazada hacia el Delta del Paraná. En consecuencia la ganadería en las islas pasó de un sistema estacional de engorde con baja carga animal a uno permanente y de alta carga, con un importante incremento inicial en el número de cabezas entre 1997 y 2007 (Pengue 2004, 2014). A partir de ese año y hasta la actualidad ocurrieron grandes fluctuaciones en la cantidad de animales debido a sucesivos eventos de inundación y posterior recuperación. En 2016, cuando ocurrió la última gran inundación, se alcanzó el valor mínimo de los últimos 20 años de 390.000 cabezas. A partir de dicho año comenzó un aumento sostenido en el número de animales, hasta llegar en 2021 a los 700.000 (datos SENASA, com. pers.).

A lo largo de las últimas décadas se ha producido un fuerte aumento de las cargas de productos químicos provenientes de la agricultura y la ganadería (agroquímicos y fármacos veterinarios), los hidrocarburos del transporte fluvial, así como los efluentes domésticos e industriales. Esta situación contribuye a la degradación de la calidad del agua (Baigún et al. 2008), entre otros impactos sobre el ambiente y las poblaciones humanas.

El interés de las investigaciones sobre la influencia de las actividades productivas en humedales se ha centrado generalmente en los efectos específicos de cada actividad (Schivo et al. 2020, 2023). Sin embargo, los impactos de los cambios en el uso del suelo sobre los humedales no derivan únicamente de las actividades que se realizan en el mismo humedal. Concretamente, es el caso de los procesos de contaminación, cuya área de influencia depende de los fenómenos de transporte de las sustancias contaminantes. Comprender dicho transporte permite predecir cuál será el destino de estas sustancias, no sólo en las cercanías de las fuentes de contaminación, sino también su alcance a nivel regional (Kerle et al. 2007). Los procesos de transporte cobran particular importancia en los humedales fluviales dado que estos ecosistemas presentan una compleja hidrología en la que los ríos, arroyos y sus tributarios transportan sedimentos que, al depositarse a lo largo de la cuenca, determinan su fisonomía. Esta dinámica hidrológica puede influir en la diseminación de contaminantes que se encuentran asociados a los sedimentos.

El Bajo Delta o Delta Inferior es la porción terminal de la región homónima y se extiende jurisdiccionalmente entre las provincias de Entre Ríos y Buenos Aires. Está constituido por un conjunto de islas que son el resultado del depósito sistemático de sedimentos, transportados por el río Paraná y por sus afluentes en la Cuenca del Plata. Al tratarse de un área influenciada por diferentes dinámicas hidrológicas y por ser la porción más baja donde confluyen las desembocaduras de varios ríos, es particularmente sensible al acceso y a la acumulación de sustancias potencialmente contaminantes.

Para determinar los potenciales efectos negativos de los contaminantes sobre el ambiente resulta fundamental identificar la fuente de contaminación y determinar de qué sustancia o sustancias se trata. Su naturaleza química determina la distribución en los diferentes compartimentos del ambiente y su concentración relativa en cada uno de ellos. Conocer las características de las sustancias contaminantes así como las del ambiente, tales como el tipo de suelo, la topografía, la cobertura vegetal y los factores climáticos, permite predecir cuál será el comportamiento ambiental de estas sustancias (Kerle et al. 2007). Las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes van a determinar su persistencia y movilidad, que a su vez modulan los procesos de transporte y la consiguiente distribución. De esta manera, los compuestos que son más afines al agua tenderán a concentrarse en cuerpos de agua subterráneos y superficiales, mientras que aquellos más lipofílicos se encontrarán con mayor probabilidad asociados a la matriz del suelo y los sedimentos (Kerle et al. 2007).

La presencia de contaminantes persistentes en el ambiente limita el acceso a los recursos. Los compuestos lipofílicos, como los hidrocarburos y gran parte de los agroquímicos, además de asociarse a los sedimentos son afines por los tejidos biológicos, por lo que pueden acumularse en los tejidos de plantas y animales vivos. Este fenómeno reviste particular interés cuando estos organismos son consumidos por las personas, representando potenciales riesgos para la salud. Además restringen el acceso a los mercados que exigen productos libres de agroquímicos y fármacos. (Eid et al. 2019; Rodríguez et al. 2023).

Teniendo en mente los fenómenos de transporte de sedimentos potencialmente contaminados explicados más arriba y las actividades productivas que se desarrollan en las áreas aledañas al Delta del Paraná, cabe preguntarse cuál es el alcance de las sustancias aportadas por estas actividades y cómo se distribuyen y se acumulan en el humedal aguas

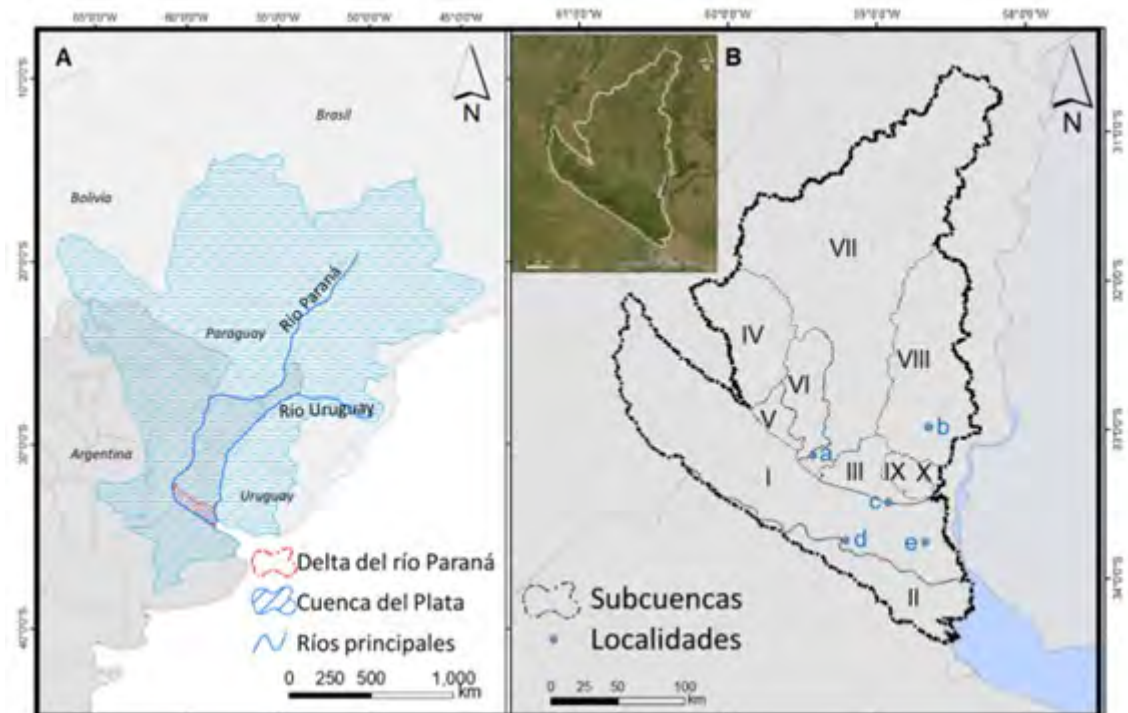
abajo. En este trabajo nos proponemos estudiar, por medio de un enfoque de cuencas, la influencia de los diferentes usos del suelo de la porción centro-sur de la provincia de Entre Ríos y la deriva potencial de productos utilizados, sobre el Bajo Delta entrerriano. Además se discuten los posibles efectos adversos de las principales sustancias asociadas a cada tipo de uso del suelo.

Área de estudio y enfoque de cuencas

En el presente trabajo se delimitó el área de estudio a partir del enfoque de cuencas, el cual permite independizarse de los límites político-administrativos. Además se evaluó la deriva por medio del transporte por agua superficial de compuestos asociados con diferentes actividades productivas desarrolladas en el área. La delimitación por cuencas permite modelar los movimientos del agua a lo largo de grandes extensiones y analizar el área drenada que pasa por un punto. Así, se pueden conocer los posibles caminos que recorre el agua. Sumado a esto, desde la ecología de paisajes el enfoque de cuencas se complementa con herramientas que dan cuenta de las características de las coberturas y usos del suelo que atraviesa el agua en su recorrido. De esta manera, permite construir una hipótesis sobre las sustancias transportadas hasta un destino de interés. En particular en el Delta del Paraná el régimen hidrológico se caracteriza por los aportes de agua provenientes de las inundaciones del río Paraná, combinadas con inundaciones de los ríos Gualeguay y Uruguay, mareas del estuario del Río de la Plata y eventos de precipitaciones locales, cada uno con una firma hidrológica distintiva (Baigún et al. 2008).

El río Paraná ocupa el segundo lugar en América del Sur después del Amazonas, en términos de longitud y descarga de agua y es el principal río que conforma la Cuenca del Plata (Neiff et al. 1994, **Figura 1**). Es el sexto río más caudaloso del mundo y fluye desde las latitudes tropicales hacia las zonas templadas, convergiendo con el río Uruguay para formar el estuario del Río de la Plata. La región del Delta cubre más de 17.500 km² en los últimos 300 km del Bajo Paraná, siendo completamente de agua dulce (Baigún et al. 2008, Ronco et al. 2016, **Figura 1**).

Figura 1.A. Ubicación del Delta del Paraná en la desembocadura de la Cuenca del Plata. **B.** Detalle del área de estudio con subcuencas: I – Delta del Paraná Entrerriano, II – Delta del Paraná Bonaerense, III – Cursos Menores de la Albúfera, IV – Nogoyá, V – Menores Delta Medio y El Animal, VI – Clé, VII – Gualeguay, VIII – Gualeguaychú, IX – Ñancay, X – Perdices; y las principales localidades: a – Gualeguay, b – Gualeguaychú, c – Ceibas, d – Ibicuy, e – Villa Paranacito.



Este paisaje de humedales naturales conforma un complejo sistema que brinda servicios ecosistémicos esenciales: mejoran la calidad del agua por retención de sedimentos, controlan la erosión al disminuir la energía cinética del agua, protegen contra inundaciones por amortiguamiento de los caudales, son altamente productivos en términos de fijación de carbono atmosférico y se caracterizan por contener una alta biodiversidad (Kandus et al. 2010, Kandus & Quintana 2016). En general, las crecidas anuales del río Paraná cubren completamente la planicie de marea y las aguas se mueven río abajo a través de los numerosos afluentes del delta inferior. El amplio complejo litoral queda enteramente sumergido durante las grandes crecidas del Paraná que ocurren cada pocos años.

El río Uruguay drena un área de 365.000 km² y conecta la región tropical húmeda del sur de Brasil con la región pampeana templada húmeda de Argentina y Uruguay, siendo uno de los sistemas fluviales más grandes de América del Sur (Patterer et al. 2020, Iriondo y Kröhling 2008). A pesar de su importancia para la región, la cuenca del río

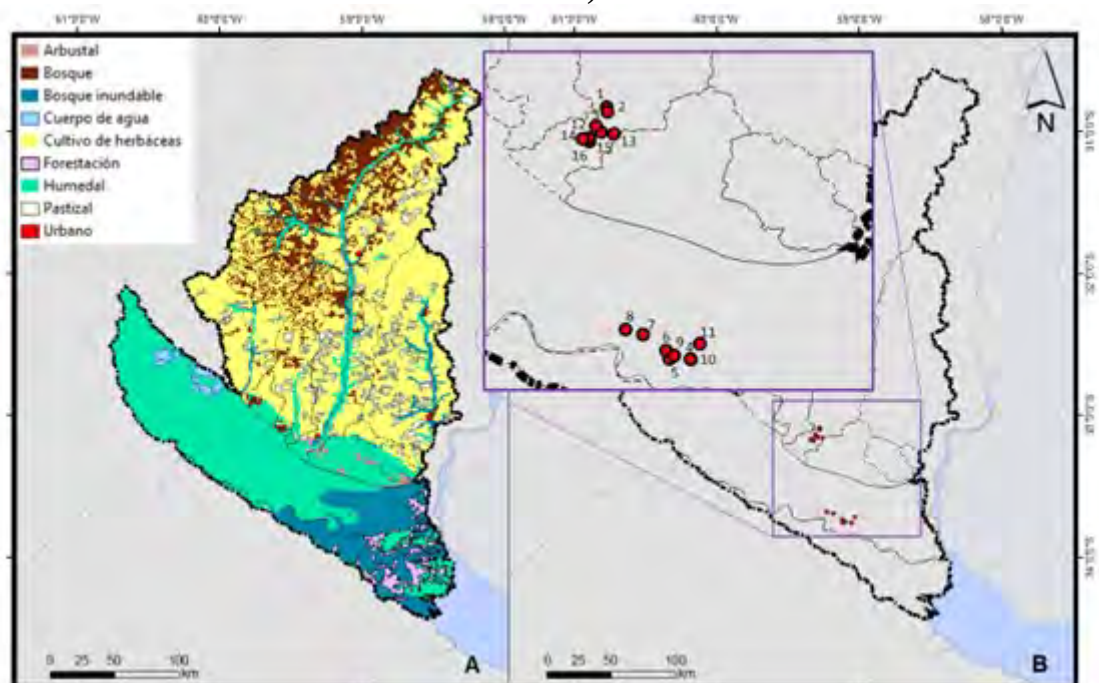
Uruguay se ve afectada por varias actividades antrópicas, que incluyen la entrada de productos químicos agrícolas y la descarga de aguas residuales sin tratar (Gonçalves et al. 2020, Loro et al. 2015). Las mayores crecidas del río Uruguay producen crecidas parciales en la zona oriental del delta inferior, cubriendo un cinturón de marismas y camellones, y la zona frontal del delta (Iriondo 2004). Este autor también señala que a este fenómeno se suma el viento del sector SO, que puede soplar durante varios días en la región, provocando un aumento del nivel del agua (se han registrado marcas de hasta 2,5 m sobre el terreno). Las mareas tienen una amplitud normal de aproximadamente 1 m en el frente del delta, y las crecidas cubren extensas tierras bajas todos los días. Aguas arriba, la amplitud de las mareas disminuye gradualmente, llegando a valores casi imperceptibles a la altura de Rosario.

La cuenca del río Gualedguay ocupa alrededor de un tercio de la provincia de Entre Ríos, formando parte del sistema fluvial Paraguay-Paraná-Plata. El río Gualedguay, con una longitud de 300 km y una cuenca de 20.000 km², drena la zona central de la provincia de Entre Ríos. El río fluye en una secuencia de grandes meandros de 100 a 200 m de ancho (Iriondo 2004) y desemboca en el delta del Paraná. El río Gualedguay, al igual que otros afluentes de la cuenca baja y media del Paraná, atraviesa zonas donde se practica la agricultura industrial de altos insumos (Ronco et al. 2008).

La porción centro-sur de la provincia de Entre Ríos, junto con la provincia de Buenos Aires, este de La Pampa, sur de las provincias de Santa Fe y Córdoba, conforman la Ecorregión Pampa, que comprende una extensa planicie de 398.966 km² con clima templado y suelos aptos para el cultivo y la cría de ganado (Morello et al. 2018). Por estas razones constituye el área de mayor producción agrícola del país con las presiones antrópicas relacionadas. La provincia de Entre Ríos, en particular, ocupa el primer lugar del país en superficie cultivada con cítricos y en producción y exportación de carne de aves, segunda en producción de arroz y finalmente cuarta en superficie cultivada con soja. No faltan otras actividades agrícolas intensivas, como las plantaciones de maíz, trigo, girasol y la ganadería (Engler et al. 2008). Estas actividades intensivas son responsables de diferentes formas de contaminación, eutrofización del agua por nutrientes (Primost et al. 2022), contaminación por antibióticos veterinarios (Alonso et al. 2019) y plaguicidas (Mac Loughlin et al. 2022). Estos estudios han puesto de manifiesto la acumulación de estos contaminantes en el humedal del Delta del Paraná.

Si bien la actividad agrícola-ganadera constituye la principal presión que se ejerce sobre la zona central de Entre Ríos, es importante señalar que el río Gualeguay también atraviesa zonas urbanas, siendo la de mayor tamaño la ciudad homónima (**Tabla 1**). Aunque es una ciudad con una baja densidad de habitantes (7.2 hab/km²) en sus inmediaciones se desarrollan actividades que también generan fuertes impactos sobre el río: varias empresas de extracción de arena, una planta procesadora de pollos con fábrica de alimento balanceado, vertido al río de desechos cloacales con escaso tratamiento, un basural en la planicie de inundación del río, una empresa productora de *fuel oil* a partir de aceite usado, entre otras (**Figura 2, Tabla 2**). Existe una presión social por parte de los habitantes para que estas actividades sean controladas por las instituciones correspondientes.

Figura 2.A. Coberturas y usos del suelo que pueden resultar en fuentes de contaminación difusa y donde el agua puede transportarlos por escorrentía superficial hacia áreas distantes aguas abajo (Adaptado de INTA 2009, en el Anexo se presentan con mayor detalle las coberturas y usos del suelo de cada una de las subcuencas consideradas). **B.** Ubicación de los diferentes focos de contaminación puntual/potencial identificados (la numeración se corresponde con los establecimientos indicados en la **Tabla 2**).



Por otro lado, en las subcuencas asociadas al Delta del Paraná (Enterriano, Bonaerense y la Albúfera), las principales coberturas pertenecen a los humedales y

bosques inundables, generalmente de ceibos (*Erythrina crista-galli*) en matriz de pajonal de cortadera (*Scirpus giganteus*) y bosques secundarios de albardón (Kandus et al. 2006, Morello et al. 2018, **Tabla 1**). Dentro de este paisaje se desarrollan iniciativas de producción ganadera bajo diferentes modalidades en función del manejo hídrico, con o sin endicamientos, terraplenes o canalizaciones (Quintana et al. 2014, Minotti 2019). En el sector bonaerense del Delta del Paraná, en particular, en el Bajo Delta, en su porción terminal, se desarrollan emprendimientos forestales, principalmente álamos y sauces, en reemplazo de las coberturas naturales. Recientemente se han incorporado actividades a escala industrial como la extracción de arena, la agricultura de frutales (pecán) y grandes emprendimientos inmobiliarios como la construcción de barrios privados.

Tabla 1. Superficie cubierta (ha) y representatividad (%) de las diferentes coberturas y usos del suelo presentes en cada subcuenca.

Cobertura y uso del suelo	Albúfera		Clé	Delta del Paraná		Delta del Paraná BsAs		Gualeguay		Gualeguaychú		Menores del Delta Medio y El Animal		Nogoyá		Ñancay		Perdices		Superficie total de cada cobertura		Promedio
				(ha)	(%)	(ha)	(%)			(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
Arbustal	13687	(9)	166	(0)				5984	(0)	4411	(1)					6262	(9)			30509	(2)	
Bosque			17097	(8)	1	(0)		582304	(29)	4873	(1)	10080	(14)	28444	(7)					642798	(6)	
Bosque inundable	2642	(2)			232561	(17)	184161	(55)	49463	(2)	47885	(7)			11316	(3)	3517	(5)		531544	(9)	
Cuerpo de agua					32822	(2)			1099	(0)										33921	(0)	
Cultivo de herbáceas	20974	(14)	149270	(70)	1088	(0)	4389	(1)	1082310	(55)	544925	(78)	34913	(49)	325325	(83)	20453	(28)	14213	(74)	2197860	(45)
Forestación					43951	(3)	64175	(19)	1287	(0)										109414	(2)	
Humedal	111986	(75)	23390	(11)	1032043	(77)	78964	(24)	142154	(7)	16886	(2)	25794	(36)	9702	(2)	39978	(55)	2497	(13)	1483393	(30)
Pastizal	1	(0)	23632	(11)					116264	(6)	79319	(11)			16959	(4)	2318	(3)	2371	(12)	240862	(5)
Urbano			94	(0)	1	(0)	2166	(1)	4289	(0)	2312	(0)			847	(0)				9709	(0)	
Total general	149289		213648		1342466		333856		1985153		700611		70787		392592		72528		19081		5280012	

Adaptado del INTA 2009

Dentro de los focos de contaminación puntual detectados en las cercanías de la localidad de Gualaguay e Ibicuy (**Figura 1.B**), se destaca la gran cantidad de canteras vinculadas a la extracción de arenas (**Tabla 2**).

Tabla 2. Focos de contaminación puntual en las cercanías de la localidad de Gualaguay y en la porción terminal del Bajo Delta Entrerriano que fueron considerados en este trabajo.

ID	Sitio	Longitud	Latitud	Actividad
1	Arenera 1	-59.27768	-33.08660	Cantera
2	Arenera 2	-59.27512	-33.09810	Cantera
3	Arenera 3	-59.29178	-33.15182	Cantera
4	Arenera 4	-59.05368	-33.75614	Cantera
5	Arenera 5	-59.11076	-33.75522	Cantera
6	Arenera 6	-59.11924	-33.73404	Cantera
7	Arenera 7	-59.18103	-33.69051	Cantera
8	Arenera 8	-59.22686	-33.67761	Cantera
9	Arenera 9	-59.09892	-33.74640	Cantera
10	Arenera 10	-59.05395	-33.75565	Cantera
11	Arenera 11	-59.02951	-33.71468	Cantera
12	Frigorífico	-59.30598	-33.13590	Faena y alimento balanceado
13	Planta industrial	-59.25731	-33.15719	Transporte y tratamiento de residuos peligrosos
14	Efluentes cloacales ciudad de Ceibas	-59.32272	-33.17653	Cloacas
15	Basural Municipal	-59.32478	-33.16854	Disposición de residuos
16	Matadero Municipal	-59.34078	-33.17064	Faena

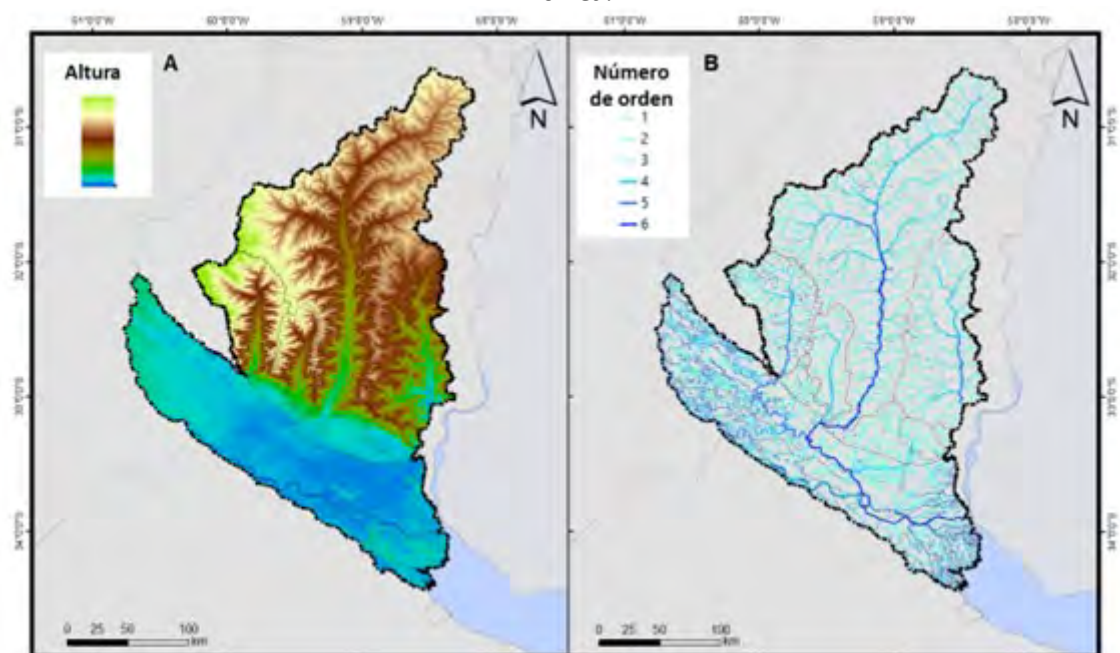
Enfoque de cuencas y simulación hídrica superficial

Se utilizó el enfoque de cuencas para identificar los principales aportantes al Bajo Delta Entrerriano. Para ello, se realizó una simulación de los flujos de agua en superficie a partir de un modelo de elevación digital del terreno (Instituto Geográfico Nacional¹, Ni et al. 2010, Zhang et al. 2017). Esto permitió delinear los cursos de agua simulados que sirvieron para complementar los cursos disponibles en el IGN. Además, se calculó el número de orden de los cursos simulados para jerarquizarlos e identificar su importancia dentro de la complejidad de la red hídrica (Strahler 1964). La delimitación de las subcuencas se realizó a partir de la información disponible en el Sistema Nacional de

¹ Instituto Geográfico Nacional (IGN). Capas de información geoespacial disponibles en: <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>

Información Hídrica² (**Figura 3**). Esto permitió evaluar de manera cualitativa la movilidad superficial de los compuestos y sus posibles destinos a través del área de estudio.

Figura 3. **A.** Modelo digital de terreno (fuente Instituto Geográfico Nacional). **B.** Cursos de agua junto con la escorrentía superficial simulada, que gobiernan la movilización superficial de compuestos. El número de orden calculado por el método de Strahler (1964) indica la importancia del curso de agua en función de la complejidad de la red hídrica.



Dinámicas de transporte de contaminantes

Los contaminantes persistentes son compuestos químicos resistentes a transformaciones químicas, fotolíticas o biológicas, por lo que tienden a acumularse en el ambiente. La persistencia de un compuesto depende de sus características químicas. Cuanto más estable, menos transformaciones químicas sufrirá en el ambiente, aumentando su persistencia. Las sustancias con alta persistencia tienden entonces a acumularse en los compartimentos del ambiente, no necesariamente asociados con su lugar de origen (Iglesias et al. 2018).

En este sentido, la movilidad juega un rol clave para tener una idea más precisa sobre los posibles destinos de los contaminantes en el ambiente. En particular, la

² Sistema Nacional de Información Hídrica. Capas de información hidrológica nacional disponibles en: <https://snih.hidricosargentina.gob.ar/Filtros.aspx>

movilidad se define como la capacidad del contaminante de dispersarse o ampliar su área de distribución más allá de la fuente de contaminación. Los compuestos más hidrosolubles tienden a encontrarse disueltos en la columna de agua y tienen una alta movilidad ya que pueden ser transportados por los movimientos de la misma. El escurrimiento superficial del agua de lluvia, por ejemplo, disuelve compuestos contaminantes presentes en los suelos y los transporta a lo largo de un gradiente topográfico, pudiendo alcanzar cuerpos de agua superficiales distanciados del sitio original. Los contaminantes solubles pueden ser transportados también verticalmente por la percolación del agua de lluvia a través de los perfiles del suelo. La profundidad que alcancen dependerá de las características del suelo, pudiendo acceder a las aguas subterráneas (Flury 1996).

Los compuestos menos solubles en agua también pueden dispersarse por medio de fenómenos de transporte. Dadas sus características, estos compuestos se encuentran adheridos a partículas de suelo y sedimentos, y se dispersan asociados a los movimientos del agua explicados más arriba. De esta manera, partículas de suelo contaminadas pueden desprenderse de la superficie por la acción del agua de lluvia y ser transportadas por fenómenos de escorrentía superficial. Verticalmente, estas partículas se movilizan por lixiviación, transportadas por el agua que percola a través de los perfiles del suelo. En este caso los contaminantes no viajan disueltos, sino que son transportados unidos a los sedimentos en suspensión (Tiryaki & Temur 2010). Sumado a esto, si los contaminantes son persistentes pueden alcanzar distancias mayores ya que no sufren transformaciones químicas en el trayecto, por lo que su área de distribución tiende a ser mayor que aquella alcanzada por los contaminantes menos persistentes.

Entre los productos que se utilizan en las actividades agrícolas, los herbicidas e insecticidas aplicados para el control de plagas son los que revisten mayor preocupación desde el punto de vista ambiental, dada la extensión sobre la que se aplican y la cantidad que se utiliza. En la producción ganadera, en algunos casos se aplican herbicidas en el campo para desmalezar áreas antes de la implantación de pasturas, o para la limpieza de boyeros o cuerpos de agua.

Los insecticidas comúnmente usados en el campo son sustancias lipofílicas, poco solubles en agua. Los herbicidas, por el contrario, son moléculas más solubles, por lo que

se espera que estos dos tipos de sustancias se encuentren en diferentes compartimentos del ambiente (Zacharia 2011).

Por otro lado, como se observa en la Tabla 2, existe en las cercanías del río Gualeguay una planta de tratamiento de residuos peligrosos, derivados de hidrocarburos. Estos son compuestos persistentes, y se ha observado que en casos de derrame, quedan retenidos en la fracción de materia orgánica de los estratos del suelo (Cram et al. 2010). La cantidad y el tipo de materia orgánica de los suelos juegan un rol importante en los procesos de transformación de los hidrocarburos. Asimismo, la presencia de microorganismos puede acelerar estos procesos disminuyendo la persistencia de estos contaminantes (Ukalska-Jaruga & Smreczak, 2020).

Discusión

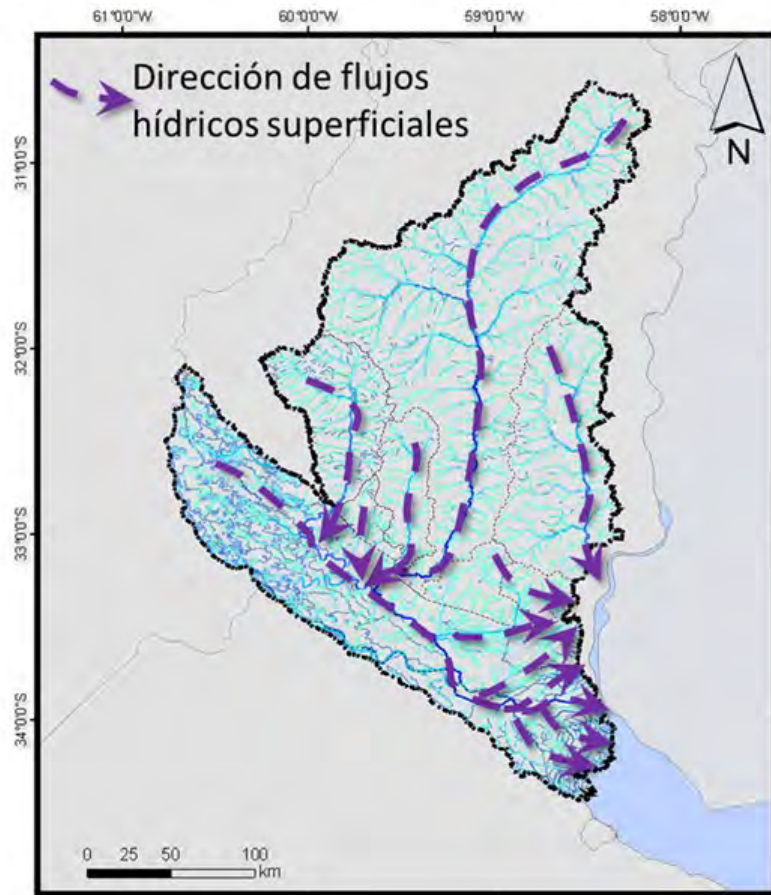
Análisis de cuencas: simulación de flujos de agua superficial

Los resultados obtenidos del análisis por simulación de los flujos de agua superficial en cada subcuenca junto con la red hídrica del área de estudio sugieren que la mayor superficie drenada es la cuenca del río Gualeguay (**Figura 1.B** y **Tabla 1**) y vuelca sus aguas junto con las sustancias que transporta en el tramo medio del Delta del Paraná (**Figura 4**). A este se le suman los aportes de las cuencas Nogoyá, Menores Delta Medio y El Animal, y las del Clé, de menor extensión (**Figura 4**). La principal cobertura y uso del suelo en estas cuencas es agrícola, por lo que se puede suponer que los compuestos solubles en agua asociados a estas actividades pueden representar una fuente importante de contaminación difusa. Más aún, las características de estos sistemas hidrológicos pueden aumentar la distribución de contaminantes no hidrosolubles, dado que los ríos y sus tributarios transportan una gran cantidad de sedimentos. Por otro lado, también se destacan los potenciales focos de contaminación puntual que se encuentran en el último tramo del río Gualeguay que se suman a los asociados a las actividades agrícolas ya mencionadas (**Figura 2.B** y **Tabla 2**).

Por otro lado, las cuencas del Gualeguaychú, Ñancay y Perdices descargan sus aguas en el río Uruguay (**Figura 1.B**, **Figura 4**). De estas tres, la del río Gualeguaychú se destaca por su extensión, y ésta, junto con la del arroyo Perdices, presenta una

importante proporción de su superficie sobre la cual se desarrolla la actividad agrícola (Tabla 1).

Figura 4. Flujos de agua superficial modelados a partir de la simulación de cursos de agua derivados del modelo digital de terreno junto con los cursos de agua disponibles en la cartografía oficial argentina (IGN). Las flechas indican el sentido y dirección predominante en cada subcuenca.



Usos del suelo de las áreas drenadas y posibles contaminantes transportados

Actividades extensivas, contaminación difusa

El área de estudio está constituida mayoritariamente por un paisaje agrícola ganadero en el que se destaca el cultivo de herbáceas (45% de la superficie del área de estudio, **Tabla 1**), principalmente no gramíneas de hoja ancha (soja, girasol, entre otras) y en menor medida especies gramíneas de hoja angosta (maíz, trigo, pasturas). La segunda cobertura más extendida es la de los humedales (30%), aunque ésta se encuentra mayormente al sur, en la región del Delta del río Paraná. La vegetación predominante, al

menos periódicamente, es del tipo hidrófita (ciperáceas, juncáceas y gramíneas asociadas por períodos de anegamiento pronunciado, entre otras) (**Figura 2**).

La actividad agrícola industrial está asociada al uso extendido de fertilizantes y plaguicidas que se aplican de manera periódica en las distintas fases del proceso productivo. Se utilizan herbicidas en gran medida durante el barbecho en sistemas de siembra directa, y para el mantenimiento de los cultivos transgénicos resistentes a glifosato. Este compuesto es el más utilizado entre los herbicidas (CASAFA 2011, Abbona et al. 2015). Durante la siembra se utilizan insecticidas para la curación de semillas a base de neonicotinoides (imidacloprid, tiametoxam) que pueden incluir en su formulación fungicidas de la familia de los benzimidazoles. Para el control de otros insectos plaga en los cultivos de soja, maíz y trigo principalmente, se utilizan también piretroides (alfa-cipermetrina, lambda-cihalotrina).

El glifosato es una molécula orgánica pequeña con relativa persistencia que se transforma en el ambiente en su principal producto de degradación, el ácido aminometilfosfónico o AMPA. Este compuesto es hidrosoluble y puede degradarse con cierta facilidad por acción bacteriana en el suelo. Sin embargo, dada la gran escala a la que se aplica, se han encontrado cantidades relativamente altas, tanto de glifosato como de AMPA, en el agua y los sedimentos de ríos que atraviesan amplias áreas agrícolas (Ronco et al 2016). En los 36 millones de hectáreas cultivadas en Argentina, se utilizan 580 millones de litros de plaguicidas (Montoya et al. 2022). En el caso del área de estudio, el río Gualeguay presenta cantidades medibles de glifosato y de AMPA, tanto en el agua superficial como en los sedimentos (MacLoughlin et al. 2022). Estos autores detectaron también la presencia de otros plaguicidas utilizados en la producción agrícola industrial como la atrazina y la deltametrina, en concentraciones por encima del límite permitido por las regulaciones sobre calidad del agua.

Existen muchos antecedentes en la literatura científica que muestran una diversidad de efectos del glifosato sobre especies tanto vegetales como animales. Se ha observado que este compuesto produce fitotoxicidad en especies vegetales nativas que se encuentran en las inmediaciones de los agroecosistemas (Ferreira 2017); también se observó que la exposición al glifosato produce una disminución de pigmentos fotosintéticos en líquenes. En relación a los efectos sobre animales, existen estudios que muestran efectos tóxicos del glifosato y del AMPA en anuros de diferentes especies en

ensayos de laboratorio, que se manifiestan con la mortalidad o la alteración de diferentes parámetros del desarrollo de estos animales (Cuzziol Boccioni et al. 2022, Peluso et al. 2023).

Se han reportado efectos de diferentes plaguicidas sobre la biota silvestre. En particular, los invertebrados suelen ser afectados por insecticidas, dada la similitud fisiológica que presentan con los organismos blanco. Los insecticidas que llegan al suelo pueden producir efectos tóxicos letales y subletales en comunidades de artrópodos edáficos, afectando las funciones que estos organismos brindan al ecosistema, como por ejemplo los ciclos de materia orgánica, proceso en el que estos organismos son un eslabón fundamental (Fishel 2005, Zaller & Brühl 2019).

Los fertilizantes producen aportes significativos de nutrientes como nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua causando la eutrofización de los mismos, con la consiguiente disminución de oxígeno y la alteración del ecosistema acuático, afectando principalmente a las especies aeróbicas (Fernández Cirelli et al. 2009). La presencia de nitratos derivados de los fertilizantes químicos en el agua de bebida afecta la salud humana. Cuando el contenido de nitratos supera ciertos valores límite, el agua deja de ser apta para el consumo humano (EPA 2023). Asimismo, las floraciones de algas y bacterias, en particular las cianobacterias, que ocurren durante un proceso de eutrofización, producen una serie de toxinas que son perjudiciales para la salud humana (Ferrari 2020). En el caso del Bajo Delta Entrerriano, las localidades de la zona utilizan el agua de los ríos para el consumo y, en general, los procesos de potabilización se centran en el uso de cloro y decantadores para separar los sedimentos. Estos procesos resultan insuficientes para la inactivación de ciertos microorganismos o para la transformación adecuada de contaminantes emergentes.

En la producción ganadera, por su parte, se utilizan fármacos para el tratamiento y la prevención de enfermedades del ganado que pueden acceder al ambiente constituyendo una fuente de contaminación de suelos, agua y sedimentos. Entre ellos, reviste particular preocupación la ivermectina, el principio activo de la mayor parte de los antiparasitarios comerciales, dado que por su alta persistencia y lipofilicidad tiende a acumularse en el ambiente y en los tejidos biológicos de especies no blanco (Perpere 2020).

Es importante destacar que, en la zona del Bajo Delta Entrerriano, que identificamos como un colector de aguas y sedimentos de los diferentes sistemas de cuencas mencionados más arriba, se practica fundamentalmente la ganadería. En este contexto, los residuos de plaguicidas y fertilizantes que acceden a los campos de esta zona pueden combinarse con los residuos de fármacos presentes en los propios establecimientos provenientes de la misma actividad ganadera. Los efectos de las mezclas de contaminantes sobre las especies no blanco pueden ser diferentes a aquellos producidos por los compuestos por separado. Esta problemática merece particular atención, ya que los efectos tóxicos de las mezclas de sustancias deben ser medidos y no pueden predecirse a partir de los efectos individuales de las sustancias que las componen (Chou et al. 1984, Uwizeyimana et al. 2017).

Actividades intensivas, contaminación puntual

Además de las actividades agrícolas que aportan contaminantes a lo largo de grandes extensiones de manera difusa, podemos encontrar también emprendimientos acotados espacialmente con un alto aporte de contaminantes específicos.

En los alrededores de la ciudad de Gualeguay y del río del mismo nombre se ubican emprendimientos industriales que generan diferentes tipos de contaminantes que, en muchos casos, acceden directamente al río. Entre ellos se encuentra la planta de procesamiento de residuos peligrosos (aceites, lubricantes de motor y otros hidrocarburos) nombrado más arriba (ver *punto 13* en **Figura 2.B** y **Tabla 2**). Estos productos están compuestos por hidrocarburos aromáticos policíclicos, una familia de compuestos químicos que son potencialmente cancerígenos para los seres humanos (IARC 2012). Los efectos adversos de los hidrocarburos en el ambiente son conocidos y existe mucha información en la literatura científica sobre la toxicidad de estas sustancias en las especies silvestres. Algunos de estos efectos son asfixia, toxicidad por acción directa sobre blancos celulares, efectos ecológicos por pérdida de hábitat o desaparición de especies clave para el ecosistema. La magnitud de estos efectos depende del tipo y cantidad de hidrocarburos que acceden al ambiente y de las características biogeofísicas del sitio. Muchos desastres ambientales están asociados a grandes derrames de hidrocarburos, en especial en ambientes acuáticos. Sin embargo, es importante considerar los posibles efectos de los vertidos en pequeñas cantidades que pueden provenir de

efluentes industriales con poco o nulo tratamiento. La exposición crónica a concentraciones bajas de un contaminante, como podría ser el caso de los hidrocarburos, produce efectos a largo plazo sobre los seres vivos y en muchos casos estos efectos son subletales, por lo que no ocasionan la muerte inmediata, pero afectan diferentes funciones biológicas en los individuos que repercute finalmente en la dinámica de las poblaciones (ITOPF 2011). El alcance de los efectos adversos está relacionado con las propiedades de los hidrocarburos: uno altamente persistente como el fueloil pesado, puede alcanzar mayores distancias desde la fuente ya que no se transforma ni se degrada en el trayecto. Estos compuestos, además, se asocian a los sedimentos dado que son poco solubles en agua (ITOPF 2011).

El río Gualeguay también se ve afectado por el vertido de desechos orgánicos de distinto origen. Se identifican principalmente establecimientos avícolas en el área periurbana de la ciudad de Gualeguay, y en menor medida, la producción de carne vacuna de feedlot. Los efluentes generados en un feedlot están compuestos por residuos sólidos, mayormente el estiércol, y líquidos derivados de la acumulación de las precipitaciones en el piso de los corrales (Pordomingo & Pasinato 2015). El acceso de estos residuos a los ríos y otros cuerpos de agua, representan un aporte excesivo de materia orgánica. Además, pueden aportar también residuos de fármacos utilizados durante la producción del ganado, como por ejemplo antiparasitarios que se excretan a través de la materia fecal y que tienen un comprobado efecto tóxico sobre los invertebrados edáficos y acuáticos, entre otros, como ya fue mencionado.

La provincia de Entre Ríos es la segunda productora en volumen de pollos parrilleros (producción de carne), representando el 54% de la producción total a nivel país (Ministerio de Producción, Turismo y Desarrollo Económico, Provincia de Entre Ríos, 2020). La producción de aves comprende establecimientos que cuentan con áreas para la cría de aves de engorde para la producción de carne (pollos parrilleros), la fabricación de alimento balanceado, la faena y la conservación por enfriamiento para la posterior comercialización de los pollos. En las diferentes partes de la cadena productiva se producen desechos que pueden reutilizarse o disponerse luego de recibir un tratamiento adecuado según su tipo. En el área de estudio se encuentra un establecimiento avícola de gran escala, dedicado a la faena y a la producción de alimento balanceado. Para la producción del alimento balanceado se reutiliza la mayor parte de los restos de los

animales faenados, pero esta actividad genera efluentes líquidos de origen biológico y derivados de la limpieza de los galpones (Leonardi 2013).

Una actividad que creció aceleradamente durante la última década en esta región es la extracción de arena. Esta se extrae del lecho de los ríos o de canteras y, de acuerdo a su contenido de sílice, es apta para distintos usos (CAUCE 2022). Entre Ríos ocupa el primer lugar en el país, con cinco empresas productoras de arenas silíceas (Menga y Solsona 2019). Debido a su alto contenido de sílice uno de los principales destinos de esta arena es la Formación Vaca Muerta, una gran reserva de petróleo no convencional de 30 mil km² ubicada mayormente en la provincia de Neuquén. El proceso para extraer los hidrocarburos se denomina fractura hidráulica o fracking y consiste en la inyección de agua, arena y productos químicos a alta presión (Bertinat et al. 2014). Resulta paradójico que, a pesar de que Entre Ríos fue la primera provincia que prohibió el fracking, es la mayor proveedora de arenas silíceas para esta actividad (CAUCE 2022).

La extracción de arena puede tener consecuencias tanto en la salud humana (contaminación del agua y del aire) como así también generar daños ambientales. Con respecto a estos últimos pueden mencionarse la interrupción de los procesos hidromorfológicos naturales, la modificación del equilibrio de sedimentos y de los ciclos de nutrientes. Esto puede conducir a una pérdida, degradación y fragmentación del hábitat modificando la composición de las especies que los habitan y el consecuente funcionamiento del ecosistema (Espínola y Blettler 2020). Además, la agitación producida por el uso de dragas puede desprender metales de las capas más internas del lecho, que se disuelven en la columna de agua, alterando la calidad de la misma. Estos impactos se asocian a la actividad de extracción en el lecho de los ríos.

Por otro lado, la explotación de las canteras modifica la estructura vertical del suelo, pudiendo ocasionar el ascenso de las napas inferiores y la contaminación de las napas superiores por salinización y por disolución de minerales provenientes de la misma estructura del suelo. Entre los contaminantes de este origen se destacan el hierro y el arsénico. En particular, este último se asocia con una enfermedad endémica conocida como HACRE (Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico) y generalmente es desarrollada por exposición crónica a este compuesto. La movilidad del arsénico en el ambiente depende de sus condiciones físico-químicas, como por ejemplo su estado de oxidación, el cual modifica su solubilidad en agua y su capacidad de ingreso a las células,

donde se producen los efectos tóxicos (Bundschuh et al. 2008; McLean et al. 1992). En este contexto, estas actividades promueven la movilización de compuestos potencialmente tóxicos que ponen en riesgo la provisión de agua de las poblaciones locales. Adicionalmente, la explotación de canteras puede constituir una fuente de contaminación química debido a la utilización de sustancias químicas (floculantes), como la poliacrilamida, que facilita la separación de la arena en diferentes tamaños de gránulos y de otros tipos de sedimentos. Generalmente la poliacrilamida se utiliza para el lavado de la arena luego de la extracción. El vertido de estas aguas de lavado sin el tratamiento adecuado puede representar una fuente de contaminación por floculantes y aportar a la acumulación de sedimentos en cuerpos de agua, dificultando su flujo normal.

Consideraciones finales

La alta complejidad hidrogeomórfica del Delta del Paraná depende de factores topográficos, hidrológicos y climáticos, y se asocia a la movilidad y depósito de sedimentos. Por esta razón resulta clave conocer los orígenes y destinos de los mismos para predecir posibles áreas de acumulación. Estos sedimentos tienen diversos orígenes y pueden recorrer grandes distancias, atravesando regiones donde se desarrollan distintas actividades socioeconómicas y entran en contacto con contaminantes de diferente naturaleza. En este contexto, el agua es un factor clave para la movilidad de estos sedimentos, y es en esta trayectoria donde se depositan y acumulan en el proceso de formación de islas que componen y caracterizan al Delta.

En este trabajo describimos los efectos negativos potenciales de los contaminantes individuales derivados de las actividades agropecuarias, industriales y urbanas sobre la biodiversidad y la salud humana. En relación al funcionamiento del socioecosistema, la presencia de contaminantes limita el acceso y uso de los recursos naturales. Además de verse afectadas las dinámicas entre especies animales y vegetales, los efectos tóxicos de los contaminantes sobre la biota reducen la cantidad de recursos disponibles, o los vuelve no aptos para la producción, la comercialización y el consumo.

El agua es uno de los principales recursos que pueden verse afectados por procesos de contaminación condicionando su uso para el consumo, la producción de alimentos y la recreación. Las actividades recreativas y turísticas relacionadas con el agua son una parte sustancial de la economía del Delta del Paraná. Estas actividades se centran

principalmente en la pesca deportiva, los paseos en lancha y el uso de balnearios en las costas de los ríos. La determinación de la calidad del agua depende del uso que se le va a dar y en función de esto se determinan los valores guía a tener en cuenta (Menone et al. 2021). Muchos de estos usos se ven afectados por los procesos de contaminación, principalmente por materia orgánica, que genera condiciones organolépticas desfavorables del agua y afectan sus parámetros de caracterización por debajo de los niveles guía (Menone et al. 2021). Además propicia las floraciones de algas y cianobacterias, estas últimas asociadas con la producción de toxinas peligrosas para el ser humano (Pizarro e Izaguirre 2017).

Además de los impactos ya mencionados derivados de la extracción de arena, se suman consecuencias indirectas relacionadas, por ejemplo, con el aumento de los costos de los procesos de potabilización del agua. La modificación de la estructura de los suelos, como ya se mencionó, produce un aumento en la concentración de iones en el agua subterránea, por lo que los procesos de potabilización requieren métodos específicos para disminuir o eliminar dichas sustancias. Actualmente esta problemática se encuentra visibilizada a partir de una serie de acciones legales en curso efectuadas por diferentes actores contra las areneras de la zona³.

A partir del análisis de la movilidad de los contaminantes se puede inferir que los mismos se acumularán en ciertas áreas, sobre todo aquellas donde permanece el agua debido a su topografía deprimida (bajos, bañados, etc.). El estudio de los impactos específicos a nivel local de las sustancias provenientes de fuentes de contaminación puntual y difusa requiere un modelado previo a escala regional que permita determinar la movilidad, identidad y posibles sitios de acumulación de dichos contaminantes. Este trabajo presenta una primera aproximación para el modelado regional como una etapa preliminar para el abordaje de estos estudios a escala local en el Bajo Delta del Paraná.

³ Frente al riesgo de contaminación de las napas de agua potable que se utilizan para el consumo de la población de Ibicuy, en 2022 el apoderado de la Cooperativa de Agua de dicha localidad presentó un amparo denominado "LUCIANO, Ricardo José C/ SR.GOBERNADOR GUSTAVO EDUARDO BORDET S/ ACCION DE AMPARO (ACCIÓN DE EJECUCIÓN DE INCIDENCIA COLECTIVA)". En este se pedía que la justicia obligue al gobierno a cumplir con los fallos, que exigían un informe completo relacionado al impacto ambiental y contaminación. Este amparo detuvo el funcionamiento de 9 plantas y 4 lavadoras (<https://www.paralelo32.com.ar/areneras-todas-las-irregularidades-en-un-negocio-de-650-millones-de-dolares-al-ano>). Por otro lado, en Gualeguay un agente fiscal abrió una causa judicial por la extracción irregular de arena del río Gualeguay (<https://eraverde.com.ar/13361-2/>).

Bibliografía

- Abbona, E.A., Iermanó, M.J., Oyhamburu, M., & Sarandon, S.J. (2015). Riesgo ambiental por el uso de agroquímicos en la agricultura extensiva de Buenos Aires, Argentina. In V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA (La Plata, 2015).
- Alonso, L.L., Demetrio, P.M., Capparelli, A.L., Marino, D.J.G. (2019). Behavior of ionophore antibiotics in aquatic environments in Argentina: the distribution on different scales in water courses and the role of wetlands in depuration. *Environ. Int.* 133 (August), 105144. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105144>.
- Baigún, C., A. Puig, P.G. Minotti, P. Kandus, R. Quintana, R. Vicari, R. Bó, N. Oldani & J. Nestler. (2008). Resource use in the Paraná River delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology and Hydrobiology* 8:245-262.
- Bundschuh, J., Pérez Carrera, A. & Litter, M. (2008). Cap 1-Introducción: Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana. 1-3 pp. En: Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana, Editores: Bundschuh, J., Pérez Carrera A., Litter M.I., CYTED- RED IBEROARSEN, ISBN 13 978-84-96023-61-1.
- CASAFE (2011). Guía de Productos Fitosanitarios. 15° Edición. Cámara de Sanidad Agropecuaria y fertilizantes. 2000 pp.
- CAUCE (2022). La extracción del nuevo oro en Entre Ríos. Arenas para el fracking. Disponible en: <https://cauceecologico.org/wp-content/uploads/2022/09/ARENAS-FINAL.pdf>
- Cram S., Siebe C., Ortiz-Salinas R. & Herre A. (2010). Mobility and Persistence of Petroleum Hydrocarbons in Peat Soils of Southeastern Mexico. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. <https://doi.org/10.1080/10588330490500392>.
- Chen H., Chang Y. & Chen K. (2014). Integrated wetland management: An analysis with group model building based on system dynamics model. *Journal of Environmental Management* 146: 309-319. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.038>.
- Engler, P., Rodríguez, M.G., Cancio, R.A., Handloser, M., Vera, L.M. (2008). Zonas AgroEconómicas Homogéneas Entre Ríos. *Estudios Socioeconómicos de La Sustentabilidad de Los Sistemas de Producción y Recursos Naturales*. 6, pp. 1–11. FAO, 2022. FAOSTAT statistical database. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat>.

- Espínola, L. & Blettler, M. (2020). Potenciales impactos ambientales de la Hidrovía Paraná-Paraguay en el tramo medio del río Paraná. Disponible en: <https://tallerecologista.org.ar/wp-content/uploads/2021/07/impactoshpp-3.pdf>
- Chou, T.C. & Talalay, P. (1984). Quantitative analysis of dose-effect relationships: the combined effects of multiple drugs or enzyme inhibitors. *Advances in Enzyme Regulation*. 22:27-55. [https://doi.org/10.1016/0065-2571\(84\)90007-4](https://doi.org/10.1016/0065-2571(84)90007-4)
- Cuzziol Boccioni, A.P., Lener, G., Peluso, J., Peltzer, P.M., Attademo, A.M., Aronzon, C., Simoniello, M.F., Demonte, L.D., Repetti, M.R. & Lajmanovich, R.C. (2022). Comparative assessment of individual and mixture chronic toxicity of glyphosate and glufosinate ammonium on amphibian tadpoles: A multibiomarker approach. *Chemosphere*, 309, 136554.
- Eid, E.M., Shaltout, K.H., Moghanm, F.S., Youssef, M.S., El-Mohsnawy, E., & Haroun, S.A. (2019). Bioaccumulation and translocation of nine heavy metals by *Eichhornia crassipes* in Nile Delta, Egypt: perspectives for phytoremediation. *International journal of phytoremediation*, 21(8):821-830.
- EPA, (2023). Contaminación por nutrientes. Disponible en: <https://espanol.epa.gov/espanol/contaminacion-por-nutrientes>.
- Ferrari, G.M. (2020). Water flow and temperature as main factors that regulate phytoplankton and cyanobacterial blooms in a large subtropical river. *Innotec*, (20 jul-dic), 30-66.
- Fernández Cirelli A., Holzapfel, E., del Callejo, I. & Billib, M. (2009). Aspectos ambientales del riego. En: *Manejo sostenible del agua para riego en Sudamérica*. Editorial Universidad de Buenos Aires. ISBN: 978-987-25074-1-1.
- Ferreira, M.F. (2017). Fragmentación del Bosque Chaqueño y cambios en el uso de la tierra: Efectos del glifosato en las plantas nativas. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.
- Fishel F. (2005). Pesticide Effects on Nontarget Organisms. IFAS Extension, University of Florida. Disponible en: <https://journals.flvc.org/edis/article/download/115202/113504>
- Flury M. (1996). Experimental Evidence of Transport of Pesticides through Field Soils—A Review; *Journal of Environmental Quality*; <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500010005x>

- Gardner, R. C., & Finlayson, M. (2018). Global wetland outlook: State of the world's wetlands and their services to people 2018. Secretariat of the Ramsar Convention.
- Gonçalves C., Marins A.T., Blank do Amaral A.M., Medina Nunes M.E., Ellwanger Müller T., Severo E., Feijó A., Rodrigues C.C.R., Zanella R., Prestes O.D., Clasen B.&Loro V.L. (2020). Ecological impacts of pesticides on *Astyanax jacuhiensis* (Characiformes: Characidae) from the Uruguay river, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (205):111314, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111314>.
- IARC (2012). Mineral oils, untreated or mildly treated" section in Chemical Agents and Related Occupations, vol. 100F, pages 179-196. Disponible en: <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono100F-19.pdf>.
- Iglesias, L.E., Saumell, C., Sagüés, F., Sallovitz, J.M., & Lifschitz, A.L. (2018). Ivermectin dissipation and movement from feces to soil under field conditions. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 53(1):42-48. DOI: [10.1080/03601234.2017.1371554](https://doi.org/10.1080/03601234.2017.1371554)
- INTA (2009). Informe Técnico Unificado PNECO 1643. Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, año 2006-2007 (LCCS-FAO). Programa Nacional de Ecorregiones, INTA, Buenos Aires. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/278962502_Monitoreo_de_la_Cobertura_y_el_Uso_del_Suelo_a_partir_de_sensores_remotos
- Iriondo, M. & Kröhling, D. (2008). Cambios ambientales en la cuenca del Uruguay (desde el Presente hasta dos millones de años atrás). 330 pp. Colección Ciencia y Técnica, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe.
- Iriondo M. (2004). The littoral complex at the Paraná mouth. *Quaternary International* 114:143–154.
- ITOPF (2011). Efectos de la contaminación por hidrocarburos en el medio marino. Documento de información técnica. Disponible en: https://www.itopf.org/fileadmin/uploads/itopf/data/Documents/TIPS_TAPS_new/Final_TIP_13_2011_SP.pdf.
- Kandus, P., Morandeira, N., & Schivo, F. (2010). Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná. *Wetlands International: Fundación Humedales*, 32 pp.
- Kandus, P., Quintana, R.D. (2016). The Wetland Book. The Wetland Book, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5>.

- Kandus, P., Quintana, R.D. & Bó, R.F. (2006). Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Pablo Casamajor Ed., Buenos Aires.
- Kerle, E.A., Jenkins, J.J. and Vogue, P.A. (2007) Understanding Pesticide Persistence and Mobility for Groundwater and Surface Water Protection. Oregon State University Extension Services, EM8561-E.
- Leonardi, E. (2013). Mejores técnicas disponibles en la gestión ambiental de residuos de la producción intensiva de aves. SENASA, sns Vol. 1, Nro. 1., 37-46.
- Loro, V.L., Murussi, C., Menezes, C., Leitemperger, J., Severo, E., Guerra, L., Costa, M., Perazzo, G.X. & Zanella, R. (2015). Spatial and temporal biomarkers responses of *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) (Characiformes: Characidae) from the middle rioUruguai, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 13:569–578. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140146>
- Mac Loughlin T.M., Peluso M.L. & Marino D.J.G. (2022). Evaluation of pesticide pollution in the Gualeguay Basin: An extensive agriculture area in Argentina. Science of the Total Environment 851:158142
- McLean, J. & Bledsoe, B. (1992). Behavior of metals in soils. Environmental Protection Agency (EPA)/ 540/S-92/018.
- Menga, M. & Solsona, M.N. (2019). Panorama de mercado de rocas y minerales industriales. Arenas para fracking. Secretaría de Política Minera, Ministerio de Producción.
- Menone, M. L., Iturburu, F. G., Demetrio, P. M., Venturino, A., Pedrozo, F. L., Temporetti, P. F., Rodríguez, A., Amé, M. V., Quaini, K. P., & Collins, P. A. (2021). Calidad del agua y niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática. Interacción entre ciencia y gestión. Ecología Austral, 32(1-bis), 245–257. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1722>
- Ministerio de Producción, Turismo y Desarrollo Económico, Provincia de Entre Ríos (2020). La avicultura crece y genera 22.000 empleos en la provincia. https://www.entrerios.gov.ar/minpro/index.php?codigo=&cod=2016¬icia=ver_noticia&modulo=noticia#:~:text=Entre%20R%C3%ADos%20es%20l%C3%ADder%20en,las%20exportaciones%20de%20carne%20aviar.

- Minotti, P.G. (2019) Actualización y profundización del mapa de endicamientos y terraplenes de la región del Delta del Paraná. Programa Corredor Azul. Fundación Humedales / Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). Wetlands 5th Edition. John Wiley & Sons. 747 pp.
- Montoya, J. López, S.N., Salvagiotti, F., Mitidieri, M., Cid, R., Sasal C., Martens S., Carrancio L., Aparicio V., Acciaresi H., Papa J.C., Vigna M., Volante J., Irurueta M.&Trumper E. (2022). Los productos fitosanitarios en los sistemas productivos de la Argentina. Una mirada desde el INTA. Disponible en: https://agenciatierraviva.com.ar/wp-content/uploads/2022/11/los_productos_fitosanitarios_en_los_sistemas_productivos_de_la_argentina_una_mirada_desde_el_inta.pdf
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F. & Silva, M.E. (2018). Ecorregiones y complejos ecosistémicos Argentinos 2da ed. ampliada. Orientación Gráfica Editora. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, p. 800. ISBN 978-987-1922-25-3.
- Neiff, A., Neiff, J.J., Orfeo, O. & Carignan, R. (1994). Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichorniacrassipes* in the Parana floodplain. Aquatic Botany 47:213–223.
- Ni, F., Tan, Y., Xu, L., & Fu, C. (2010). DEM and ArcGIS-Based Extraction of Eco-Hydrological Characteristics in Ya'an, China. 2010 2nd International Workshop on Intelligent Systems and Applications. <https://10.1109/IWISA.2010.5473679>
- Patterer N.I., Kröhling D.M., Zucol A.F. (2020). Phytolith analysis in Quaternary fluvial deposits (El Palmar Formation-Late Pleistocene) of the Uruguay River valley, Entre Ríos province, Argentina. Journal of South American Earth Sciences, (100):102542, <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102542>.
- Peluso, J., Aronzon, C.M., Martínez Chehda, A., Cuzziol Boccioni, A.P., Peltzer, P.M., Gonzalez, F. & Lajmanovich, R.C. (2023). Water and sediment quality of an agro-industrial area through different approaches: Physicochemical parameters and ecotoxicity with amphibians. Water Environment Research, 95(6), e10899.
- Pengue, W.A. (2004) Environmental and socio economic impacts of transgenic crops in Argentina and South America: An ecological economics approach. En: Breckling B, Verhoeven R (eds) Risk hazard damage: Specification of criteria to assess environmental

impact of genetically modified organisms. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany, pp 1–49, 59–59

Pengue, W.A. (2014). Cambios y escenarios en la agricultura argentina del Siglo XXI. Buenos Aires: GEPAMA. Programa de "Desigualdad y Democracia", Fundación Heinrich Böll. 44 pp.

Perpere, A. (2020). Gastroenteritis parasitaria bovina: actualización técnica. SENASA. Disponible en: <http://www.senasa.gob.ar/sites/default/files/gastro.pdf>.

Pizarro, H. N., & Izaguirre, I. (2017). El cambio climático en interacción con otros factores de cambio antropogénicos en el agua dulce. Cap. 3, 29-36. En "El desarrollo agropecuario argentino en el contexto del cambio climático: Una mirada desde el PIUBACC", Apuntes para el desarrollo de Argentina : Programa Interdisciplinario de la UBA para el Desarrollo : PIUBAD / Julio Fabris [et al.]. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Universidad de Buenos Aires. 384 p. ISBN 978-950-29-1604-0. Disponible en:

https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/163506/CONICET_Digital_Nro.ecbb4b60-52c1-42cb-94cc-92f32e566c86_B.pdf?sequence=5&isAllowed=y

Pordomingo A. & Pasinato A. (2015). Manejo de efluentes en feedlot. En: Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: https://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/invernada_o_engorde_a_corral_o_feedlot/157-Manejo_Efluentes.pdf.

Primost J.E., Marino D.J.G., Aparicio V.C., Costa J.L., Carriquiriborde P. (2017). Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. Environmental Pollution 229:771-779. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.006>

Quintana, R.D., Bó, R.F., Astrada, E. y Reeves, C. (2014). Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Buenos Aires: Fundación Humedales / Wetlands International LAC

Rodríguez, N., Carusso, S., Juárez, Á., El Kassisse, Y., Salemi, V. R., & de Cabo, L. (2023). Effect of stabilization time and soil chromium concentration on *Sesbaniavirgata* growth and metal tolerance. Journal of Environmental Management, 345:118701.

Ronco A., Carriquiriborde P., Natale G.S., Martin M., Mugni H., Bonetto C. (2008). Integrated approach for the assessment of biotech soybean pesticides impact on low order

stream ecosystems of the Pampasic Region. In Ecosystem ecology research (pp. 209–239). New York: Nova Science.

Ronco A.E., Marino D.J.G., 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. *Environmental Monitoring and Assessment* 188:458. DOI <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5467-0>

Rossi, C.A.; De Magistris A.A.; González G.L.; Carou N.E. y De Loof E.P. (2014) Plantas de interés ganadero de la región del Bajo Delta del Paraná (Argentina). Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de Lomas de Zamora. 198 pp.

Schivo, F., Grimson, R., Aquino, D., & Quintana, R.D. (2023). Difficult times for amphibians: Effects of land-use change at the local and landscape scales in the Iberá Wetlands. *Acta Oecologica*, 120, 103931.

Schivo, F., Mateo-Sánchez, M.C., Bauni, V., & Quintana, R.D. (2020). Influence of land-use/land-cover change on landscape connectivity for an endemic threatened amphibian (*Argenteohylasiemersipedersenii*, Anura: Hylidae). *Landscape Ecology*, 35:1481-1494.

Strahler, A.N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel Networks, en Chow, V.T. (Ed.) *Handbook of applied hydrology*, 4-39/4-76.

Tiryaki, O., & Temur, C. (2010). The fate of pesticide in the environment. *Journal of Biological and Environmental Sciences*, 4(10):29-38.

Ukalska-Jaruga A. & Smreczak B. (2020). The impact of organic matter on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) availability and persistence in soils. *Molecules*, 25, 2470. <https://doi.org/10.3390/molecules25112470>

Uwizeyimana H., Wang M., Chen W. & Khan K. (2017). The eco-toxic effects of pesticide and heavy metal mixtures towards earthworms in soil. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 55:20-29. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.08.001>

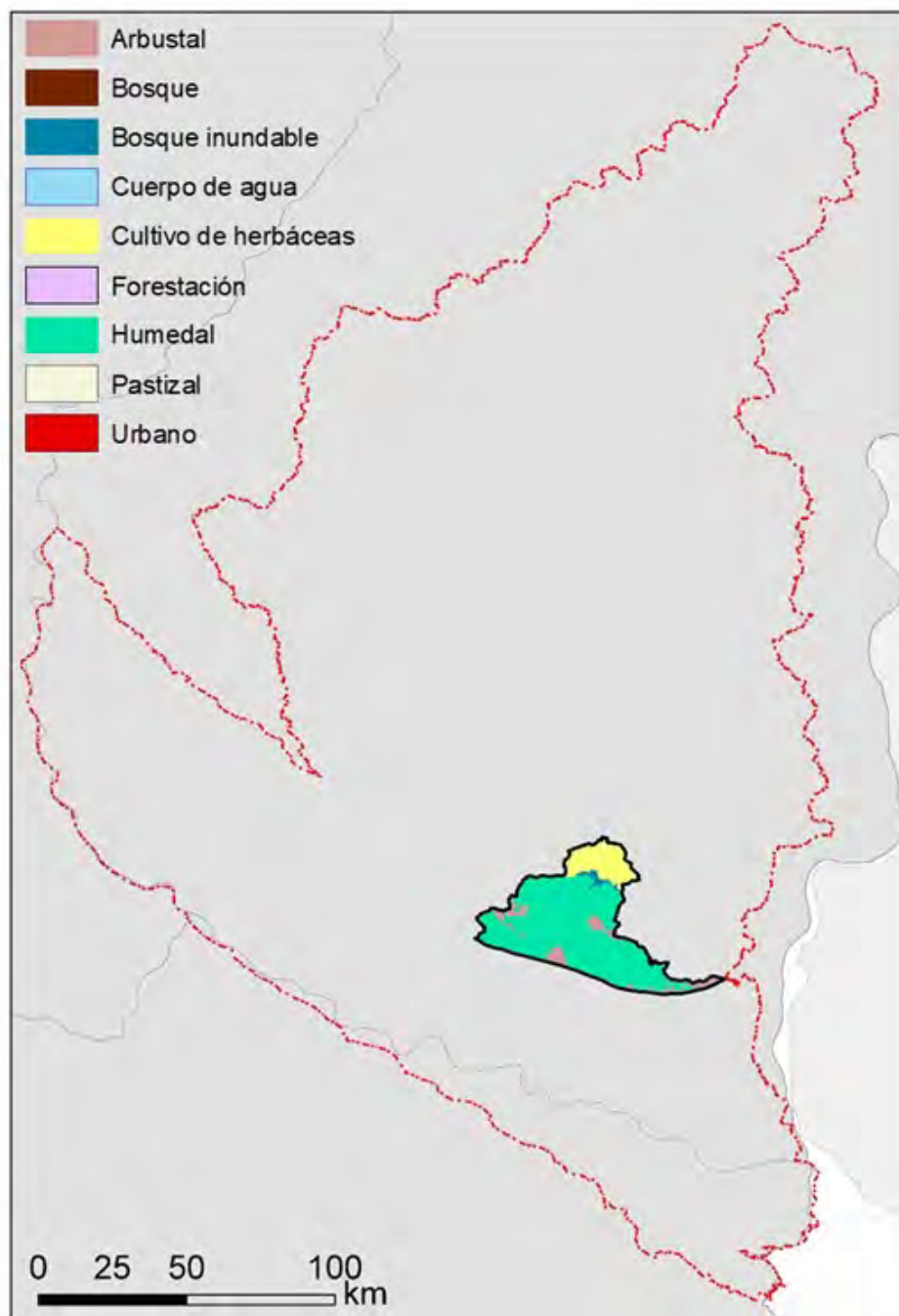
Zacharia, J.T. (2011). Identity, physical and chemical properties of pesticides. Pesticides in the modern world-trends in pesticides analysis, 1-18. En: Stoytcheva, M, editor. "Pesticides in the Modern World - Trends in Pesticides Analysis", Intech Open. DOI:10.5772/701 / DOIC Chap. 10.5772/17513.

Zaller J.G. & Brühl C.A. (2019). Non-target Effects of Pesticides on Organisms Inhabiting Agroecosystems. *Frontiers on Environmental Science*, Sec. Agroecology, Volume 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00075>

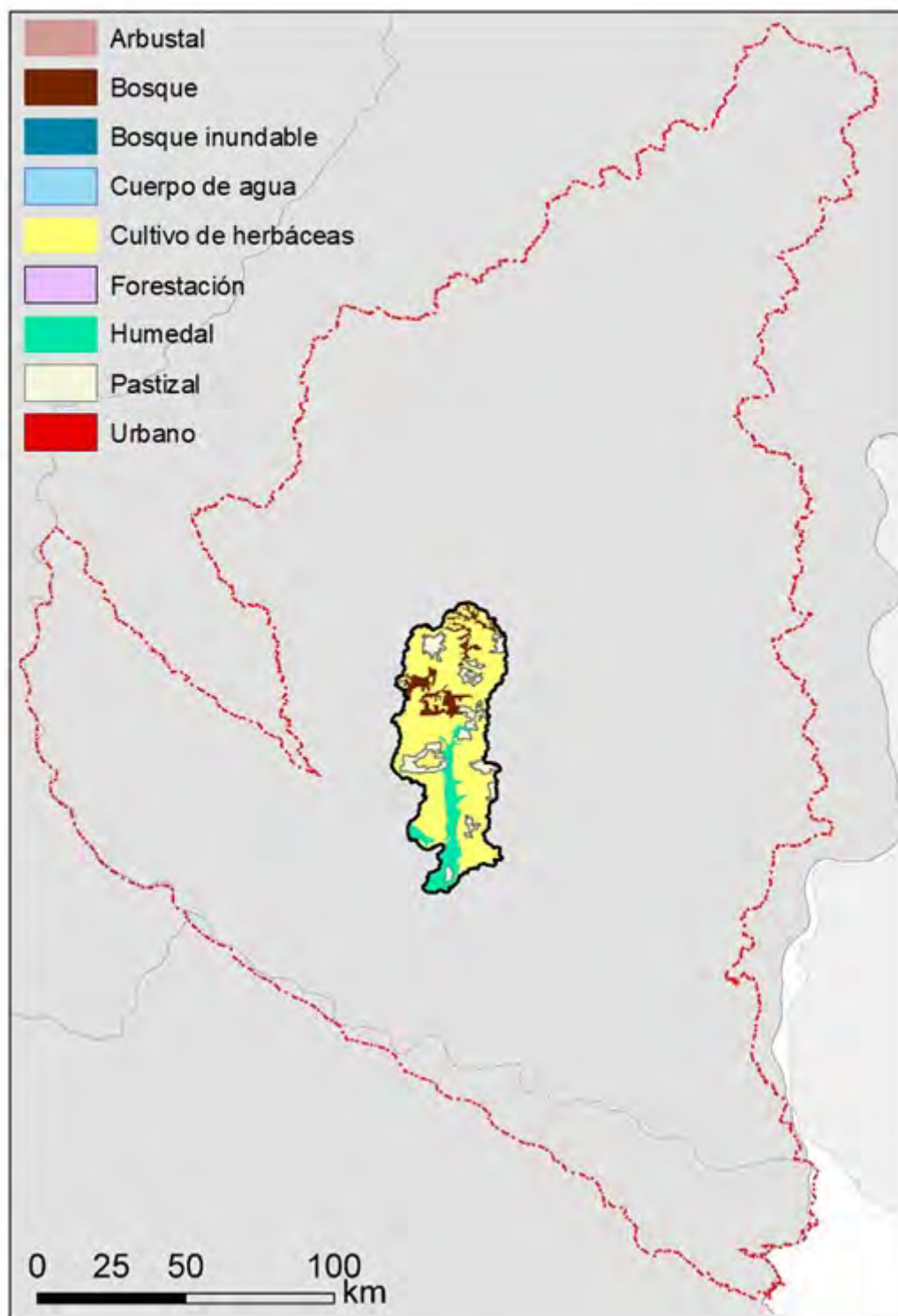
Zhang, H., Yao, Z., Yang, Q., Li, S., Baartman, J.E.M., Gai, L., ...Geissen, V. (2017). An integrated algorithm to evaluate flow direction and flow accumulation in flat regions of hydrologically corrected DEMs.CATENA, 151: 174–181.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.009>

Anexos

Anexo 1. Coberturas y usos del suelo para la Albúfera. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



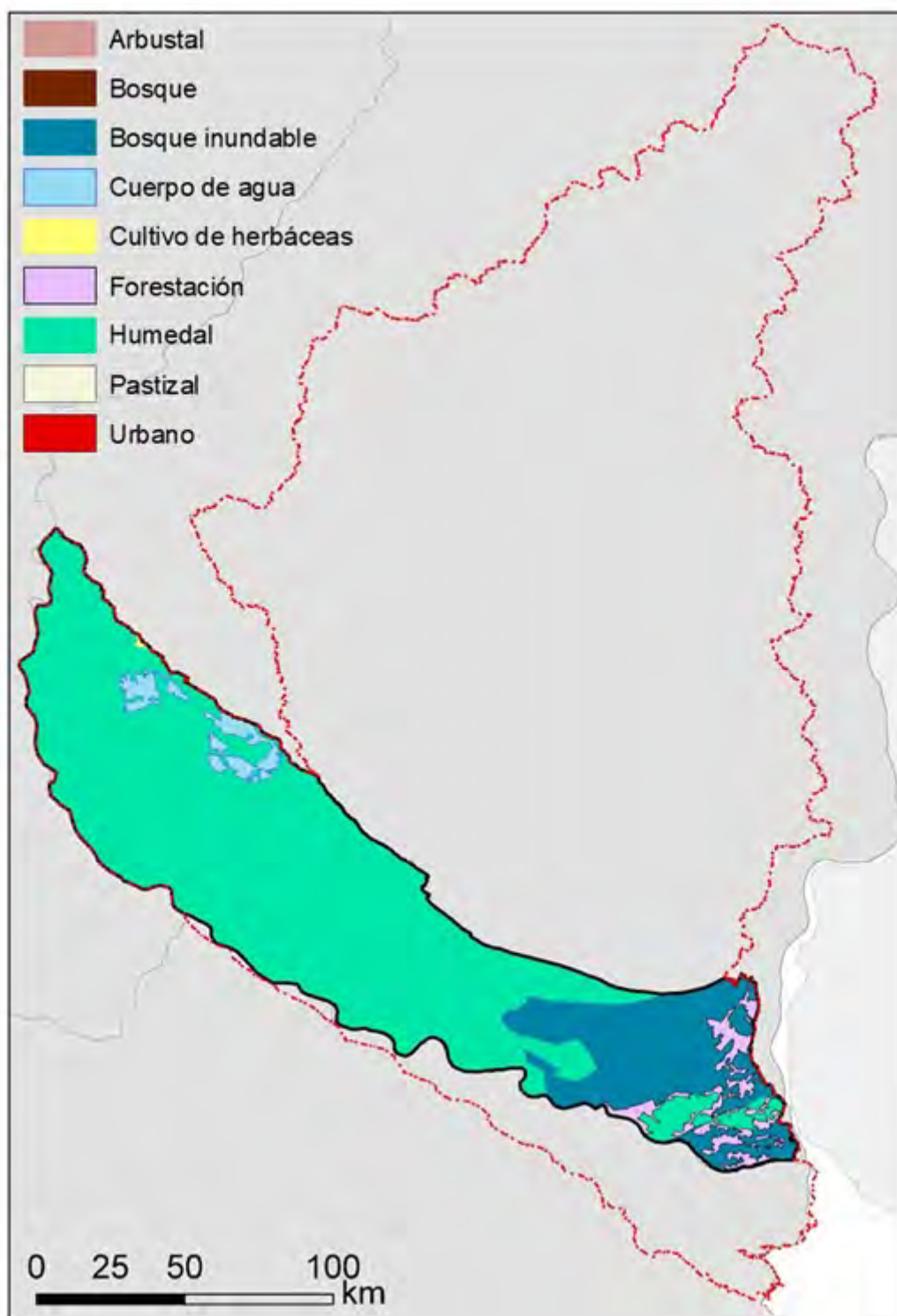
Anexo 2. Coberturas y usos del suelo para la cuenca del río Clé. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



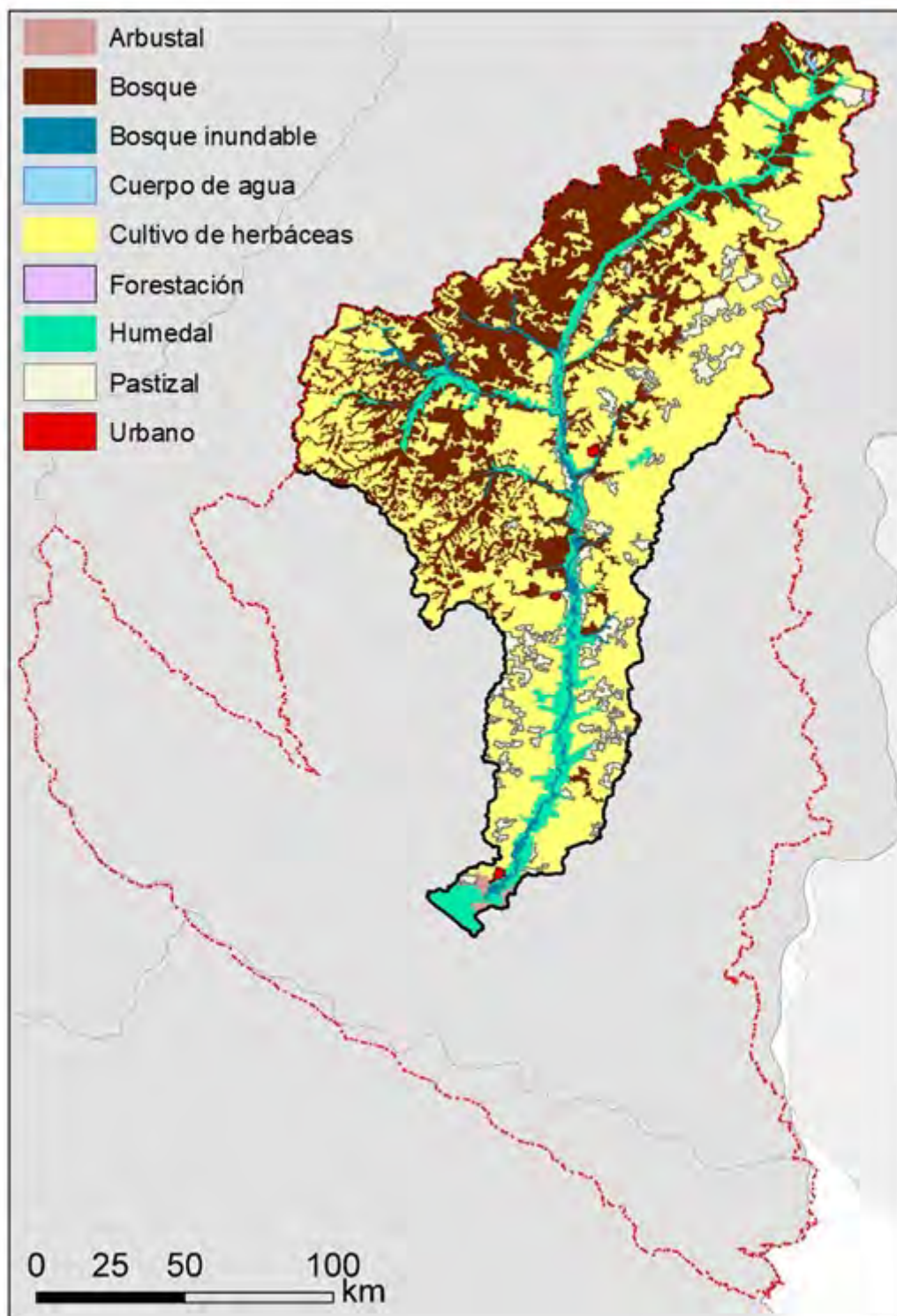
Anexo 3. Coberturas y usos del suelo para el Delta Bonaerense del río Paraná.
Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



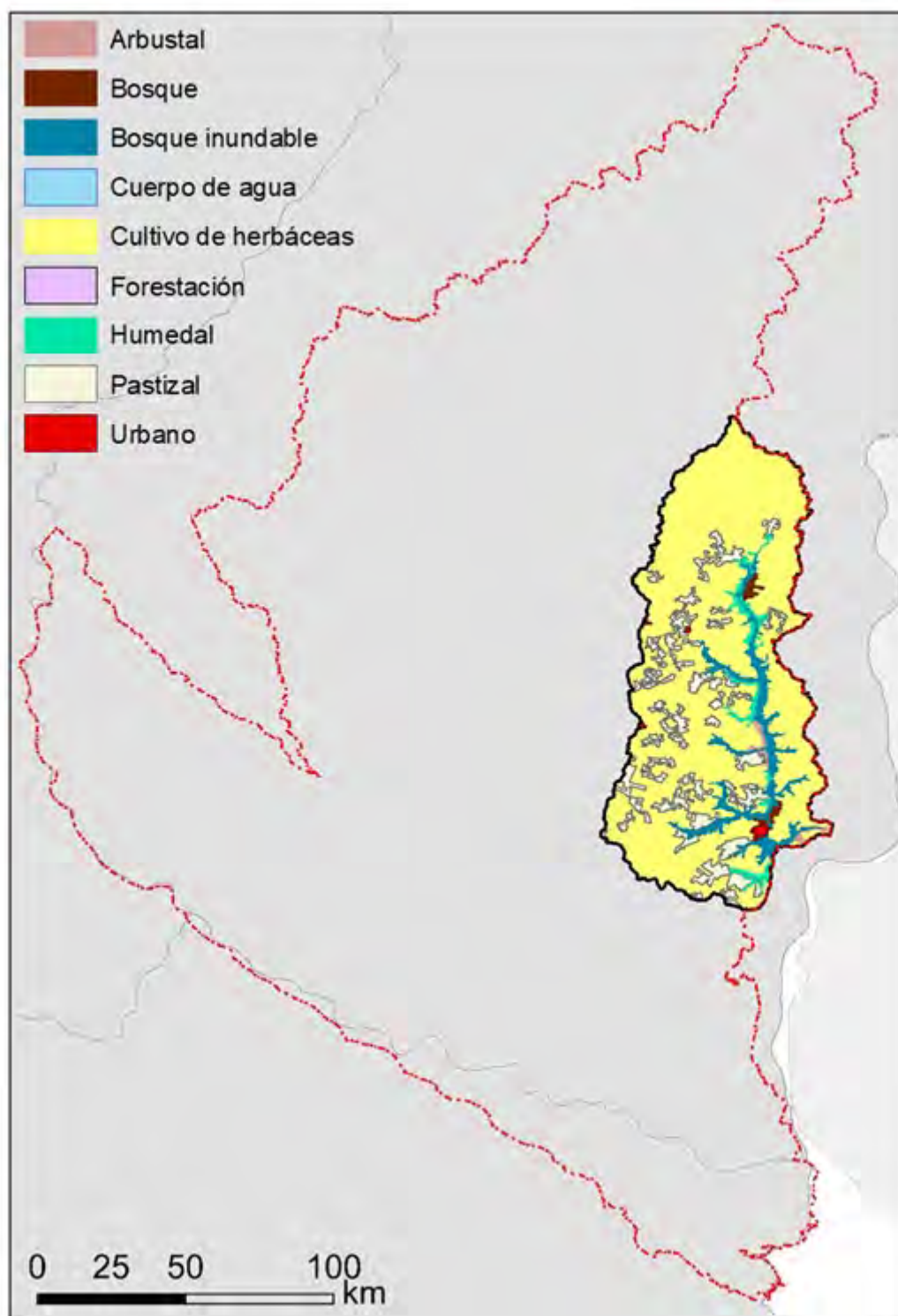
Anexo 4. Coberturas y usos del suelo para el Delta del río Paraná. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



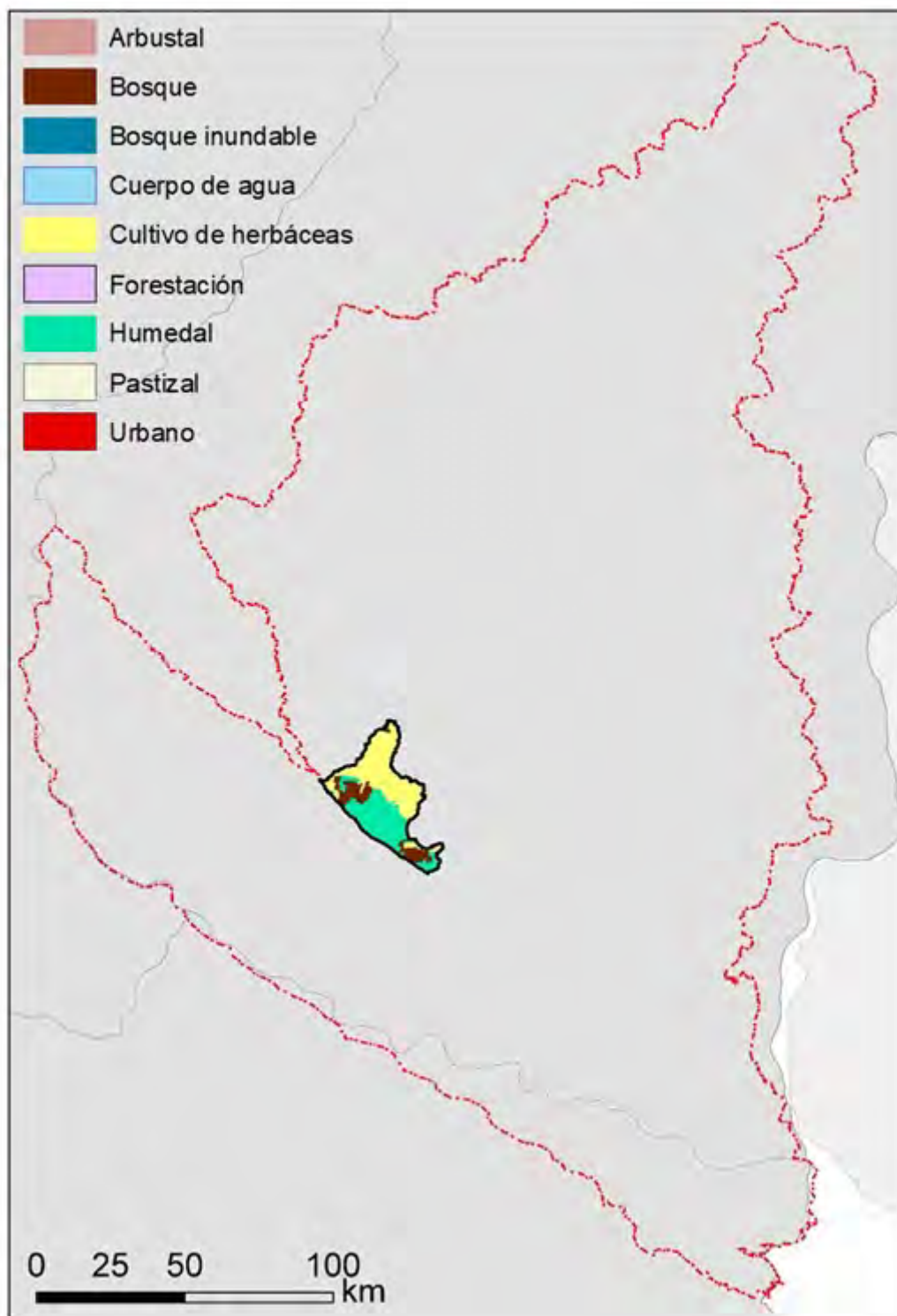
Anexo 5. Coberturas y usos del suelo para la cuenca del río Guaaleguay. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



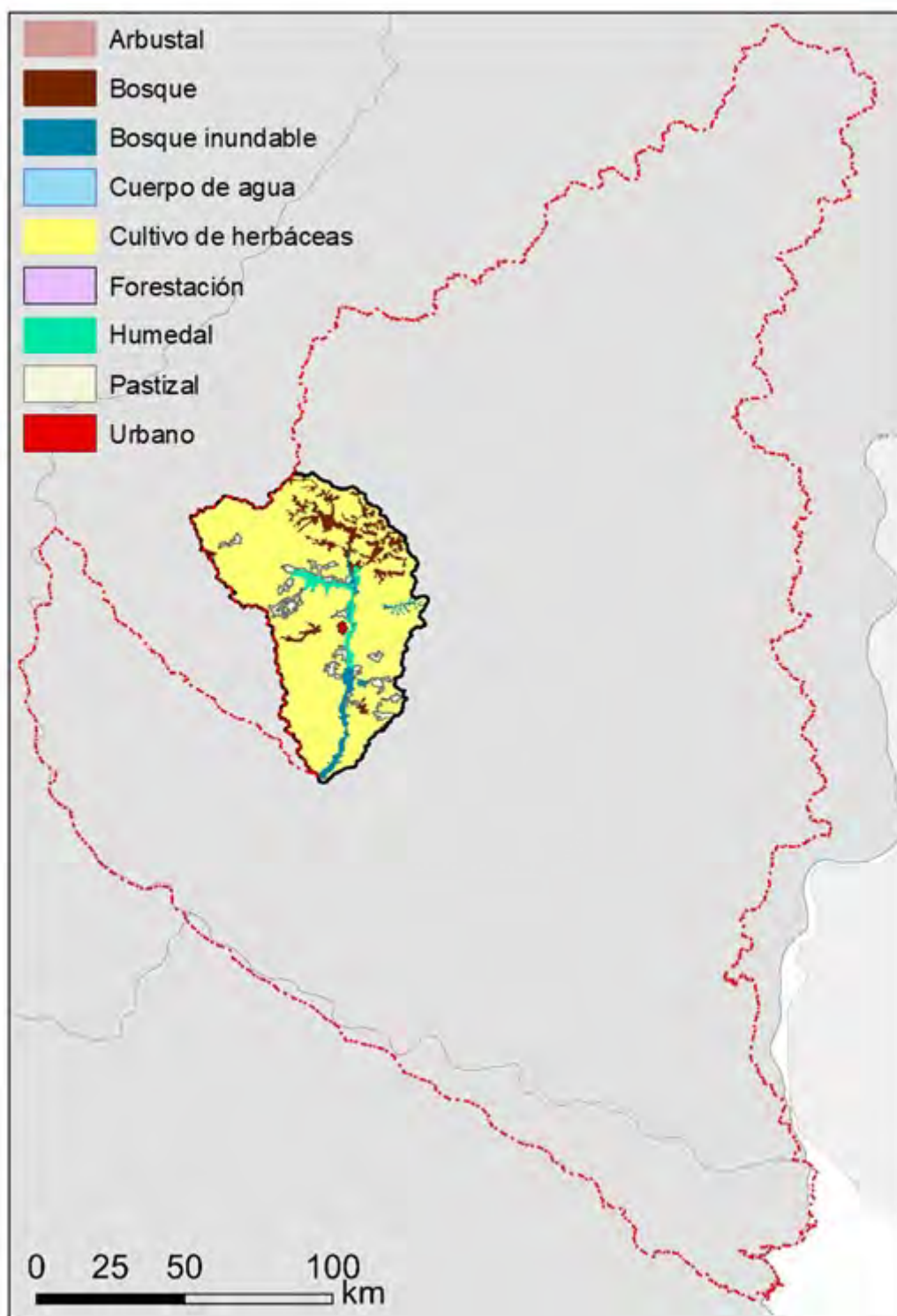
Anexo 6. Coberturas y usos del suelo para la cuenca del río Gualeguaychú. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



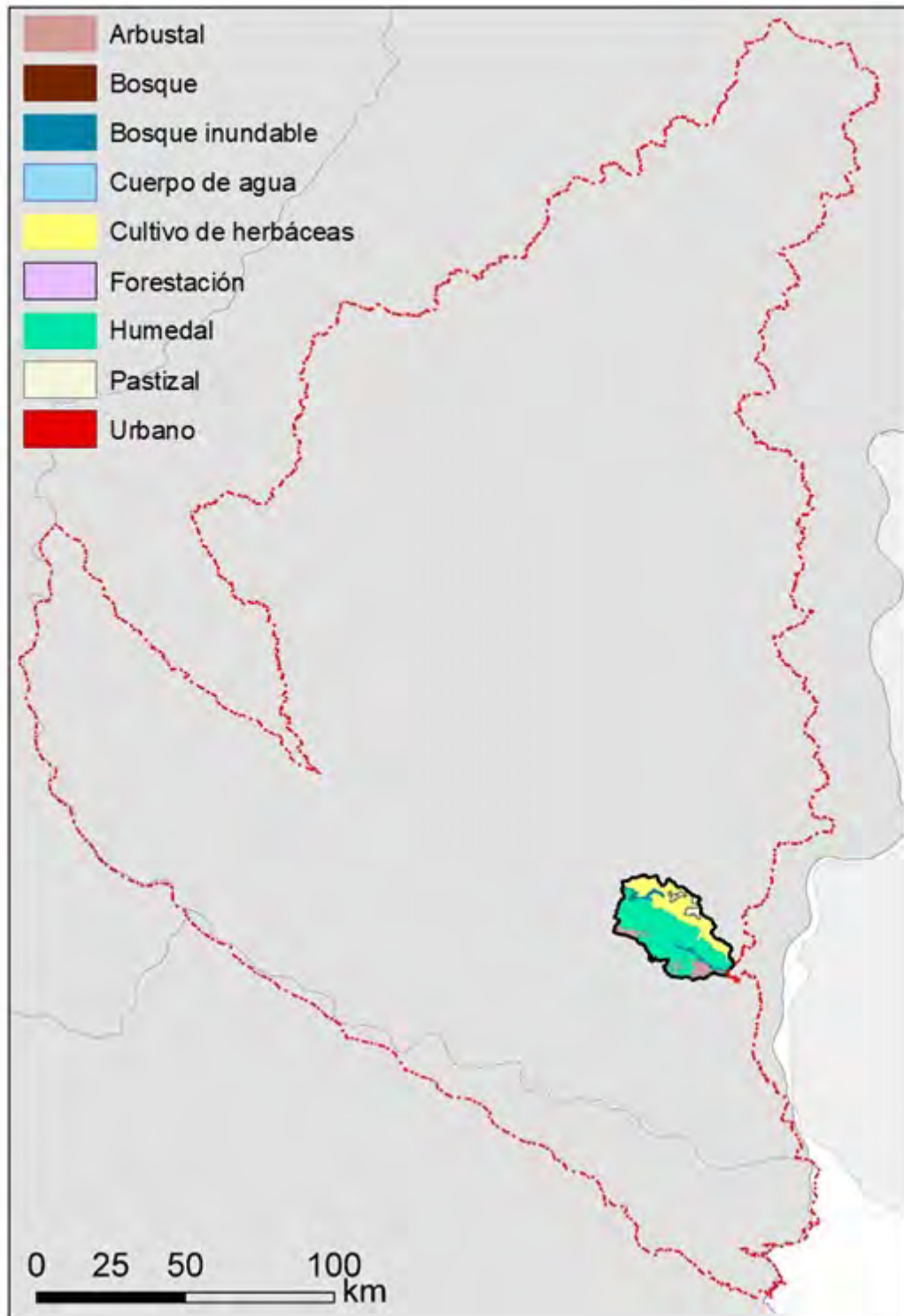
Anexo 7. Coberturas y usos del suelo para la cuenca de cursos Menores del Delta Medio y el arroyo El Animal. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



Anexo 8. Coberturas y usos del suelo para la cuenca del Nogoyá. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



Anexo 9. Coberturas y usos del suelo para la cuenca del Ñancay. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).



Anexo 10. Coberturas y usos del suelo para la cuenca del Perdices. Adaptado del Monitoreo de la Cobertura y el Uso del Suelo a partir de sensores remotos, Programa Nacional de Ecorregiones (INTA, 2009).

