



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS

DEPARTAMENTO DE QUÍMICA

Trabajo de Tesis Doctoral:

Dinámica de nutrientes en aguas superficiales del Delta del Paraná. Impactos del desarrollo productivo regional en la sustentabilidad del ecosistema

Tesista: Lic. Jezabel Elena Primost

Directora: Dra. Alicia Ronco / Dra. Carolina Sasal

Codirectora: Dra. Leticia Peluso

Año: 2019

El presente trabajo de tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Exactas ha sido desarrollado en el Centro de Investigaciones del Medioambiente - (CIM), Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, CONICET.

A Nina

*[...] y estoy segura
que en los humedales,
en nuestro Delta,
también andarás desde hoy,
vigilante,
previsora,
guardiana de sus aguas,
de sus peces,
de su aire,
de la vida,
SIEMPRE.*

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis no hubiera sido posible sin la ayuda / acompañamiento de este puñado de "fueguitos", a quienes preciso agradecer:

- Quiero dar un profundo agradecimiento a la [Universidad Nacional de La Plata](#) y en especial a la [Facultad de Ciencias Exactas](#), por la educación pública, gratuita y de calidad que recibí durante todo este trayecto. A las distintas universidades, instituciones educativas, equipos docentes que a través de cursos de posgrado, talleres, reuniones, congresos, me enseñaron muchísimo, tanto a nivel académico como humano.
- A [Nina](#) (Alicia Ronco) eterna mujer que siempre estará en mi memoria, en mis afectos, en mis pasos. Directora, abuela, compañera, maestra, una mujer que me brindó lo más valioso: su tiempo, aun cuando no lo tenía. Largas y cortas charlas, conocimiento, historias. Una mujer llena de energía y capacidad que siempre me impulsó, me motivó, me inspiró, y me abrió paso. Una mujer Luz, una mujer fuerte, una mujer ejemplo.
- A mis Directoras [Carolina Sasal](#) y [Leticia Peluso](#), otras dos hermosas mujeres que me acompañaron en esta etapa. Por apoyarme siempre, por estar cada vez que las necesité, por estar siempre dispuestas y por todo lo que me enseñaron. A las dos les agradezco su aporte profesional, pero más les agradezco su calidez humana, las charlas y encuentros que tuve con cada una. A Leti le agradezco especialmente por sumarse y acompañarme durante esta tesis, desde la partida de Nina.
- A [Carlos Bonetto](#), especialista en el tema, por el gran aporte que hizo a esta tesis, sin tener compromisos formales. Por su mirada crítica, por su ayuda, su predisposición, sus ideas, su tiempo y su pasión por explicarme. Le agradezco cada encuentro, cada corrección, y cada intercambio.
- A [lxs juradx de esta tesis](#), a la Dra. Virginia Vetere, Al Dr. Marcelo Wilson, al Dr. Hernán Mugni, por su predisposición, por sus aportes constructivos y por su tiempo.
- Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas ([CONICET](#)) por la financiación de mi beca doctoral durante 5 años.
- Al proyecto [PICT-2014-0919](#), financiado por FONCyT, a través del cual se financiaron las campañas de muestreo y los insumos necesarios.
- Al [Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria](#) (INTA), y en especial a todo el equipo del PRET-DELTA. A Ezequiel Valentinuz, Maximiliano Vallejos, Ernesto Massa, Marcelo Cappellacci, a Stella Beghetto, a Pablo Gomez Ponturo, Mariana Cabezas, Hugo Benavidez, Daniel Primost, Carolina Sasal, con quienes compartimos en cada campaña, y con quienes tuvimos largas charlas mientras recorríamos el Delta. Por la logística y traslado en los muestreos y reuniones. Por la buena onda que le pusieron siempre. A Dante Bedendo, por su aporte y su tiempo brindado para la elaboración de mapas georreferenciados.
- A [Daniel Primost](#), mi padre, que estuvo presente desde el día cero en este proyecto, desde el lugar de director del PRET-DELTA, como promotor y propulsor, despertándome el interés, junto con Nina, sobre las problemáticas y la valoración ambiental de este gran ecosistema. Por todos los esfuerzos de logística y coordinación en las reuniones y muestreos, por acompañarme incluso durante algunos muestreos. Por su apoyo verdaderamente incondicional.
- A todas las [organizaciones sociales e institucionales](#) que actúan en defensa de los humedales y con quienes intercambiamos saberes. Por su lucha, su trabajo y su esfuerzo.

- Al Centro de Informaciones Meteorológicas, de la Universidad Nacional del Litoral, que me brindó información meteorológica e hidrológica muy valiosa para esta tesis.
- A Patricia Gonzales (Pato) y Viviana Lopez Aca (Vivi), por su compañía en el muestreo de Gualeguay. A Ernesto Massa, Mariano Ferreira, y muy especialmente a Rubito, este hombre isleño, ejemplo de vida, que nos albergó en su casa del delta y quien me enseñó mucho, en poco tiempo.
- A la familia CIM. Muy agradecida por este lugar de trabajo donde hice el doctorado, rodeada de gente brillante, con mucho entusiasmo, compromiso y calidez. A cada integrante con quien compartimos un almuerzo, una técnica, un congreso, una charla, ideas, cumpleaños, anécdotas y cuentos. A Cari quiero agradecerle especialmente por su predisposición, su compañía y su contención. Agradezco también a "El Derrape" por tantos momentos llenos de bares y risas.
- A lxs de "ambiental", esa familia pequeña y enorme con la que siempre estamos compartiendo reuniones, ideas, propuestas, en pos de seguir construyendo sobre nuestra carrera.
- Al equipazo de docentes de la Cátedra de Introducción a la Química para Cs Naturales, que siempre me hicieron el aguante en momentos de congresos y muestreos.
- A la Clínica Jurídica de Derechos Humanos de la UNLP, este hermoso espacio de extensión universitaria, de aprendizaje y construcción, que si bien no tuvo vínculo directo con esta tesis, es un espacio que me acompañó durante el transcurso de esta etapa, me formó y me hizo crecer como persona. Agradezco a mis compañerxs, de lxs cuales aprendí mucho y muy especialmente quiero agradecer a José M. Martocci, su Director, por su incansable trabajo, por hacer valer derechos humanos y colectivos vulnerados, por enseñarme tanto.
- A la Delireta! Ese espacio de escritura de tesis que compartí con Agustina Etchegoyen (Agus), lleno de locuras, de incertidumbres, de pescados sin vender, de risas, de cantos, de lágrimas, de historias. Gracias amiga por acompañarnos siempre, desde que tuve la suerte de conocerte.
- A Monica Primost, mi hermana y compañera. Por su visión crítica, su mirada profesional y su revisión minuciosa en la edición de esta tesis. Por dedicarme su tiempo y transmitirme su pasión. Por sus consejos y por todas sus enseñanzas, que son muchas a lo largo de esta etapa.
- A Nasly, mi compañera de escritorio y amiga. Por todos los momentos de reflexión. Por su compañía, su ayuda, su generosidad y sus empujones de entusiasmo, constantemente.
- A mis amigas de la Facu, Car H., Car C., Agus por tantas charlas profundas y sinceras, por cada encuentro, por enseñarme de la vida.
- A mis amigxs de Urdi. A mis amigas de la vida Mica, Romi y Gime. Por estar siempre! A Juli S. por los encuentros hermosos cada vez que fui a Paraná. Por esta linda amistad a distancia.
- A las IPIS, este puñado de mujeres con las que compartí muchísimo en este trayecto con tantos vaivenes. Por tantos momentos llenos de vida, de música, de cuentos, de viajes, de juntadas, de marchas, de brindis, de risas y mas risas. Por su contención y su amistad.
- A Agus, Coty y Dani, (las JACD). Personas muy especiales que llevo tatuadas en el alma, y que sin dudas ocuparon un lugar importantísimo en el transcurso de esta tesis, y en mi vida.
- A Nahuel, mi compañero de vida, por su apoyo incondicional, su paciencia, su amor y su contención en las variadas etapas del doctorado. A su hermosa familia que siempre acompaña.
- A mi familia. A mis padres, a mis hermanxs, a mis sobris, que son mis pilares y que siempre, siempre, están muy cerquita acompañando cada acierto y desacierto en esta ruta de la vida.

Índice

<i>Resumen</i>	7
CAPÍTULO 1 - Introducción general	10
1.1 <i>Importancia de los humedales y problemática actual</i>	11
1.2 <i>Sistemas Deltaicos</i>	14
1.3 <i>Delta del Río Paraná</i>	15
1.4 <i>Impacto antrópico sobre la cuenca del Río Paraná</i>	18
1.5 <i>Nutrientes en los ecosistemas acuáticos</i>	19
1.6 <i>Fuentes de ingreso y problemas asociados al exceso de nutrientes</i>	20
1.7 <i>Importancia del monitoreo ambiental</i>	22
1.8 <i>¿Qué se conoce sobre la dinámica de nutrientes en las aguas del Delta?</i>	23
CAPÍTULO 2 - Hipótesis y objetivos	24
2.1 <i>Hipótesis y objetivos</i>	26
CAPÍTULO 3 - Descripción del área de estudio y metodología general	28
3.1 <i>Área de estudio: Ubicación y descripción</i>	29
3.2 <i>Elección de sitios en el área de estudio</i>	30
3.3 <i>Criterios de selección de sitios</i>	31
3.4 <i>Sitios: Ubicación y descripción</i>	44
3.5 <i>Muestreo</i>	47
3.6 <i>Metodología analítica</i>	50
3.7 <i>Análisis de datos y herramientas estadísticas</i>	57
CAPÍTULO 4 - Niveles de nutrientes y otras variables físico-químicas en las aguas del Delta	61
4.1 <i>Análisis exploratorio de los datos obtenidos</i>	62
4.2 <i>Descripción general de las variables estudiadas en sitios propios del Delta</i>	64
4.3 <i>Variación espacial en el Delta</i>	71
4.4 <i>Variación temporal en el Delta</i>	81
4.5 <i>Relaciones entre variables</i>	91
4.6 <i>Conclusiones del capítulo</i>	98
CAPÍTULO 5 - Caracterización de cursos de agua tributarios al Delta, provenientes de Entre Ríos ...	99
5.1 <i>Tributarios N-S de Entre Ríos: características y variación espacio-temporal</i>	100
5.2 <i>Variación de los niveles de nutrientes en los afluentes. Relación con la hidrología</i>	110
5.3 <i>Relaciones entre variables</i>	113

5.3.1	Correlaciones entre variables	113
5.3.2	Relación Nitrógeno : Fósforo	114
5.3.3	Relación P Soluble : P total.....	115
5.3.4	Relación N-NO ₃ ⁻ : N Inorgánico Disuelto.....	116
5.4	<i>Ingreso del Río Gualeguay en el Delta: niveles de nutrientes y otros parámetros.....</i>	117
5.5	<i>Conclusiones del capítulo.....</i>	123
CAPÍTULO 6 - Niveles de nutrientes y relación con la planicie de inundación		124
6.1	<i>Hidrología, pulsos de inundación y conectividad.....</i>	125
6.2	<i>Variación de nutrientes y sólidos en los distintos sectores del Delta en función de la conectividad.....</i>	127
6.3	<i>Interacción con la planicie de inundación</i>	132
6.4	<i>Conclusiones del capítulo.....</i>	135
CAPÍTULO 7 - Integración de la información generada en un contexto regional y global.....		136
7.1	<i>Presiones antrópicas sobre el Delta</i>	138
7.2	<i>Superposición de las principales presiones antrópicas que reciben las aguas del Delta.....</i>	144
7.3	<i>Tendencias globales.....</i>	146
7.4	<i>¿Cómo se integra la información generada en los planes de gestión del Delta?</i>	148
CONCLUSIONES GENERALES		150
BIBLIOGRAFÍA		153
ANEXOS		166
	<i>ANEXO I.....</i>	167
	<i>ANEXO II.....</i>	168
	<i>ANEXO III.....</i>	171
	<i>ANEXO IV.....</i>	172
	<i>ANEXO V.....</i>	173
	<i>ANEXO VI.....</i>	178

Resumen

El Delta del Paraná es uno de los Deltas más importantes de América y del mundo. Es un macrosistema de humedales ubicado en la porción inferior de la Cuenca del Plata, que constituye una planicie de 300 km de largo y entre 20 y 40 km de ancho. Está conformado por depósitos aluviales, arroyos, ríos y lagunas de diferentes tamaños, que se interconectan según la dinámica fluvial del Río Paraná fundamentalmente, con sus sucesivas fases de aguas altas y bajas. En los últimos años ha cobrado importancia el valor y el reconocimiento de los humedales y particularmente el Delta del Paraná, por su relevancia ecológica y por los servicios ambientales que brinda a la sociedad. Particularmente, el conocimiento sobre las características fisicoquímicas y la calidad del agua que sustenta a este macrosistema, así como las problemáticas de contaminación asociadas, resultan de gran interés ya que pueden limitar tanto sus funciones ecológicas, como así también los distintos usos del agua. En especial, el desequilibrio en la dinámica de nutrientes, fundamentalmente nitrógeno (N) y fósforo (P) y el enriquecimiento de nutrientes provenientes de fuentes difusas (como la agricultura o la ganadería) o de fuentes puntuales (como efluentes urbanos e industriales) constituyen una amenaza para su integridad. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue estudiar parámetros fisicoquímicos y niveles de nutrientes de aguas superficiales en el Delta del Paraná (Delta entrerriano), su relación con los pulsos de inundación, materiales de origen, con ingresos de afluentes y con las actividades productivas y extractivas regionales que pueden alterar la sustentabilidad ambiental del ecosistema. Para ello, se seleccionaron 20 sitios teniendo en cuenta criterios de selección relacionados a: la hidrología, el aporte de los cursos que atraviesan la provincia de Entre Ríos y desembocan en la región de estudio, la sectorización y unidades de paisaje, las actividades regionales, la accesibilidad, los centros poblacionales y las áreas protegidas. Se realizaron 8 campañas de muestreo en los 20 sitios seleccionados durante 3 años, llevadas a cabo entre 2014 y 2017.

Además, teniendo en cuenta la importancia del Río Gualeguay como tributario al sistema Delta y como eje hidrográfico principal de la provincia de Entre Ríos, se realizaron muestreos en el tramo final de este Río, con el objetivo de evaluar la dinámica de la incorporación de sus aguas al Delta, en cuanto al aporte de nutrientes y otros parámetros de calidad. Para esto se seleccionaron 11 sitios de muestreo en el tramo final del Río Gualeguay y se realizaron muestreos en Septiembre

de 2017 y en Marzo de 2018.

En cada sitio de estudio se realizaron determinaciones *in-situ* de parámetros fisicoquímicos: Oxígeno Disuelto (OD), pH, Conductividad eléctrica (CE), Temperatura (T). En el laboratorio se analizaron los parámetros: Alcalinidad total (CO_3^{2-} y HCO_3^-), Dureza total (Ca^{2+} y Mg^{2+}), Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Disueltos (STD), Sólidos Suspendedos totales (SS). Nutrientes: Fósforo total (PT), Fósforo reactivo soluble (PRS), Nitritos (N-NO_2^-), Nitratos (N-NO_3^-), Amonio (N-NH_4^+) y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Las determinaciones analíticas fueron realizadas siguiendo la metodología estandarizada de APHA, 2005. Los resultados fueron analizados utilizando descriptores y herramientas estadísticas, que incluyeron análisis comparativos, de clasificación, análisis multivariados, correlaciones, regresiones, entre otros. Además, se obtuvo información hidrológica de 7 estaciones hidrometeorológicas pertenecientes al área de estudio, se utilizaron programas de georreferenciación y se obtuvieron imágenes satelitales para la interpretación de resultados.

Un primer análisis estadístico exploratorio de los datos recabados, permitió distinguir 2 grandes agrupamientos según sus características: Los sitios propios del Delta y los afluentes al Delta, por lo cual fueron analizados según estos agrupamientos.

Los resultados de los sitios propios del Delta, mostraron niveles medios de los principales parámetros fisicoquímicas dentro de los niveles guía de protección de la biota y otros usos del agua. En cuanto a los nutrientes en el Delta, en todos los casos se hallaron en el orden de los $\mu\text{g/l}$. El NO_3^- es la forma de nitrógeno predominante de NID (Nitrógeno Inorgánico Disuelto). Los niveles de N-NO_2^- fueron menores al límite de detección en la mayoría de los casos, excepto en algunos sitios con mayor impacto antrópico. El orden en el que se encuentran las especies nitrogenadas del NID es: $\text{N-NO}_3^- > \text{N-NH}_4^+ > \text{N-NO}_2^-$. En las aguas del Delta, alrededor del 40 % del contenido total de P corresponde a P soluble. De todos los parámetros estudiados, los parámetros que mayor variabilidad espacio-temporal presentaron fueron N-NH_4^+ , N-NO_2^- , DQO y SS (CV % > 80) mientras que pH y OD presentaron la menor variabilidad (CV % < 20).

Los sitios de estudio correspondientes al Delta presentaron algunas diferencias espaciales de acuerdo a los parámetros estudiados, observándose los mayores niveles en 2 sitios que se encontraban cercanos a urbanización y/o cabeceras agrícolas. Sin embargo, la variabilidad temporal fue mayor que la variabilidad espacial en todos los casos excepto en los parámetros pH, Alcalinidad y Dureza, donde la variabilidad fue similar. La variación temporal de nutrientes, en

general estuvo más asociada a variaciones en la hidrología y pulsos de inundación que a patrones estacionales.

Los niveles de los parámetros estudiados en las aguas del Delta en general fueron similares o menores a otros Ríos y Deltas del mundo, excepto Amazonas y Orinoco en zonas poco impactadas por actividades antrópicas donde se reportan niveles aún menores.

Durante el periodo estudiado se pudo observar que las concentraciones de los nutrientes N y P como así también de SS en el Delta, disminuyeron significativamente en los periodos de aguas altas (o de conectividad alta) al atravesar este gran sistema de humedales de la planicie de inundación del Río. Los nutrientes y sólidos disminuyen al interactuar el agua con los humedales de la planicie de inundación, lo que evidencia la importante función de este ecosistema como retentor, atenuante y/o eliminador de nutrientes, a pesar de las cargas externas que recibe. Asimismo, los niveles de nutrientes y sólidos provenientes del Río Gualeguay disminuyeron a través de la planicie de inundación en el Delta Medio.

Los resultados de los afluentes al Delta provenientes de zonas urbana-agrícola-ganaderas en el tramo inferior del A° Nogoyá, del Río Gualeguay, A° Clé, A° Ñancay, A° Ensenada y A° Sauce mostraron concentraciones de nutrientes, materia orgánica y sales disueltas significativamente mayores que las correspondientes a los sitios del Delta del Río Paraná. En general, todos los afluentes presentaron mayor variabilidad en los nutrientes que los sitios Delta, con algunas excepciones en los A° Ñancay y Sauce. En la mayoría de las campañas se observó el mismo patrón que para los sitios Delta: $N-NO_3^- > PT > PRS > N-NH_4^+ > N-NO_2^-$, aunque con niveles mayores.

Las actividades antrópicas presentes en el Delta entrerriano, así como las actividades externas a sus límites representan presiones que podrían perturbar la dinámica de nutrientes y la sustentabilidad del ecosistema en un contexto donde se incrementan los cambios en el uso del suelo, aumenta el desarrollo productivo y urbano. La zona norte del Delta entrerriano, donde se presenta la mayor influencia de presiones antrópicas de tipo ganadero / urbano / receptora de afluentes, presentó los mayores niveles de nutrientes en los sitios estudiados.

Si bien existen algunos documentos, planes y proyectos de gestión y de investigación asociados al Delta, es necesario seguir profundizando en el conocimiento, la concientización y la valoración de este sistema de humedales. Resulta necesario garantizar como sociedad, que las prácticas antrópicas asociadas al Delta sean ambientalmente sustentables y mantengan las características ecológicas sin perturbar el sistema de manera irreversible.

CAPÍTULO 1

Introducción general

1.1 Importancia de los humedales y problemática actual

Los humedales son ecosistemas con características ecológicas estrechamente vinculadas al régimen hidrológico. La presencia de agua en forma permanente o semipermanente, les confiere características físicas, químicas y biológicas particulares (Cowardin *et al.*, 1979; Keddy, 2010; Mitsch y Gosselink, 2015). Las fluctuaciones hídricas y el emplazamiento geomorfológico, determinan condiciones de anegamiento y tipos de vegetación que a su vez definen el tipo, estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas (Kangas, 1990; Brinson *et al.*, 1994; Neiff, 1999). En cuanto a sus funciones ecológicas y ambientales, los humedales albergan una gran diversidad de especies, actúan como reservorios y purificadores de agua y cumplen un rol importante en el control de inundaciones, ya que reducen la velocidad de circulación de las aguas en época de crecida, como así también ante los efectos de las tormentas. Son fuente de abastecimiento de agua dulce y contribuyen con la recarga de acuíferos. Tienen un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos, reteniendo nutrientes y sedimentos, y son importantes sumideros de carbono, por lo que representan ecosistemas muy valiosos en relación al cambio climático (Kandus *et al.*, 2010). En cuanto a los beneficios económicos y valores socio-culturales, los humedales son fuente de productos de comercialización como alimentos, materiales de construcción, de transporte, recreación, turismo, investigación y educación. Todas estas características y funciones le dan importancia local y global, que respaldan su conservación (Keddy, 2010).

Sin embargo, estos ecosistemas enfrentan constantes amenazas que conducen a su pérdida y degradación (Tockner y Stanford, 2002; Gardner *et al.*, 2015). Según Junk *et al.* (2013), la superficie de los humedales que se ha perdido y degradado en todo el mundo oscila entre 30 y 90 %, dependiendo de la región. Davidson (2014), realizó la evaluación de 189 humedales y estimó que la pérdida de éstos en el siglo XX osciló entre el 64 y el 71 % y que en algunas regiones fue aún mayor. Para algunas regiones de Estados Unidos, la pérdida ha sido muy elevada, con disminuciones del orden del 90 % (Jones y Hughes, 1993). Según el Índice de Extensión de los Humedales ([figura 1.1](#)) entre 1970 y 2008 la extensión de los humedales se redujo 40 % a escala mundial, alcanzando un 60 % en Europa y Asia (Leadley *et al.*, 2014). Mientras que en los países del tercer mundo aún se mantienen relativamente más conservados. Sin embargo, la definición de humedales no es uniforme en todo el mundo, y en muchas regiones como América del Sur, África y Rusia no existen inventarios detallados de estos ecosistemas. Esto impide conocer con

exactitud la extensión que abarcan a nivel mundial, aunque se estima que cubren entre el 5 y 7 % de la superficie del planeta (Batzer y Sharitz, 2006).

Se ha observado que los humedales continentales están desapareciendo a un ritmo mayor que los humedales costeros. Los factores que contribuyen en mayor medida son los relacionados al desarrollo urbano y rural, cambios en el uso de la tierra, explotación intensiva, cambios en la hidrogeomorfología, cambio climático y contaminación del aire, del suelo y del agua debido a actividades antrópicas (Junk *et al.*, 2013; Davidson, 2014; Leadley *et al.*, 2014).

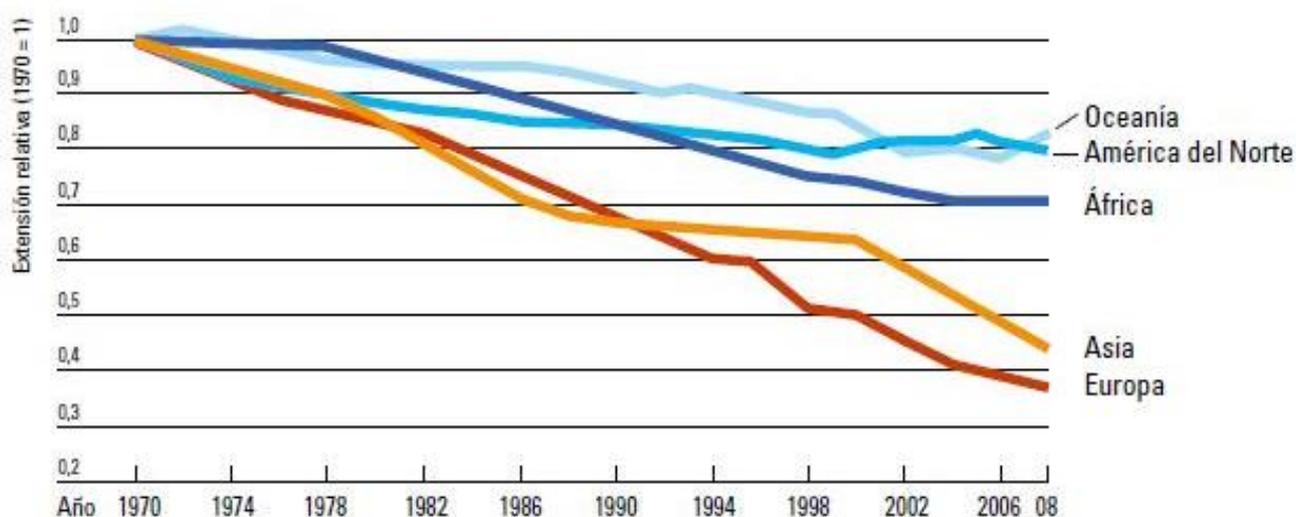


Figura 1.1. Índice de extensión de humedales en distintas regiones del mundo, entre 1970 y 2008.

Tomado de Leadley *et al.* (2014).

En este contexto, existe una necesidad creciente y urgente de preservar los humedales y en particular las llanuras aluviales de los ríos existentes como recursos globales estratégicos. La Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional, conocida como la Convención de Ramsar (Ramsar, 2013), reconoce el valor de los ecosistemas de humedales, su importancia para el medio ambiente y su valor económico, cultural, científico, y recreativo. Esta convención, con carácter de gestión, define a los humedales como "las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros". La convención, tiene la misión de conservar los humedales y promover el uso racional mediante acciones locales y nacionales, entendiendo el uso racional como aquel que mantiene las características ecológicas,

dentro del contexto del desarrollo sostenible. En la actualidad hay más de 2.200 sitios Ramsar en todo el mundo (**figura 1.2**) que abarcan más de 2,1 millones de Km².

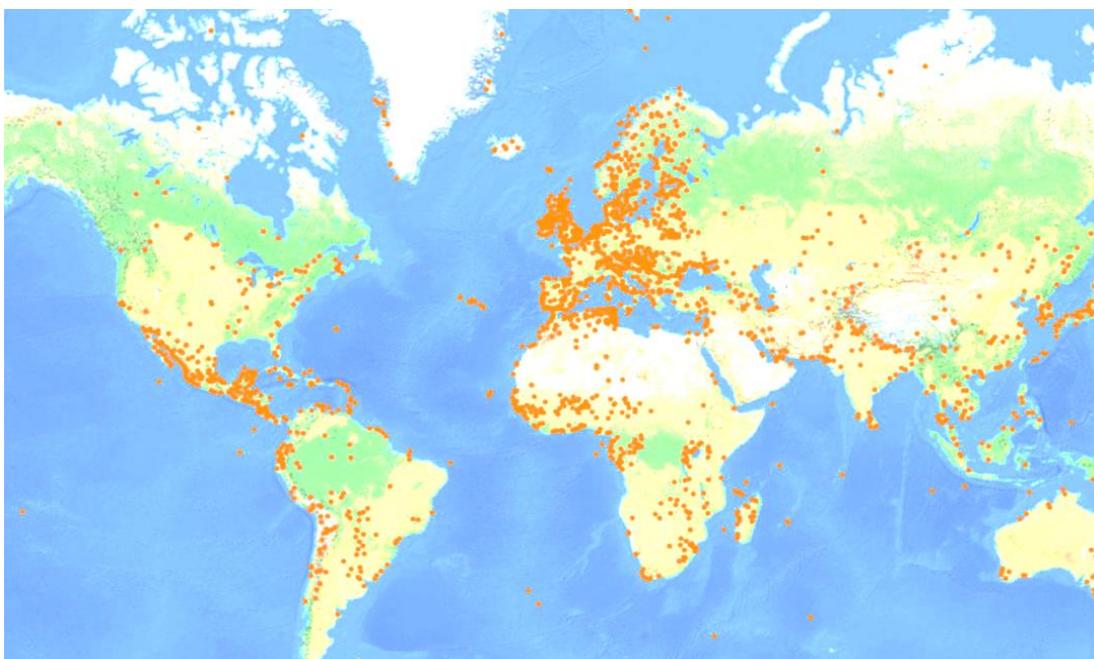


Figura 1.2. Sitios Ramsar en el mundo.

La gran extensión del territorio argentino, los tipos de clima y la disponibilidad de agua, determinan la existencia de una gran diversidad de humedales como lagunas altoandinas, mallines, turberas, pastizales inundables, bosques fluviales, esteros, bañados y marismas, entre otros (Canevari *et al.*, 1999). Se estima que cerca del 23 % de la superficie del país está ocupada por humedales (Kandus *et al.*, 2008), aunque solo se han registrado 22 sitios Ramsar, que abarcan un total de 56.254 Km² (2 % de su superficie).

El Corredor Fluvial Paraná-Paraguay constituye el principal colector de las aguas superficiales de la Cuenca del Plata, destacándose por presentar grandes extensiones de humedales (figura 1.3). Se inicia en latitudes tropicales, discurre por regiones subtropicales y termina desembocando en el estuario del Río de la Plata, en una zona de clima templado (Guerrero *et al.*, 1997). Sus flujos de agua integran regiones con distinta historia geológica, ecológica y cultural, funcionando como corredor térmico, geoquímico, biogeográfico, de transporte humano y de diferentes modalidades de vida (Benzaquén *et al.*, 2013). La porción terminal del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay conforma un sistema Deltaico caracterizado por la presencia del complejo de humedales de origen fluvio-costero.

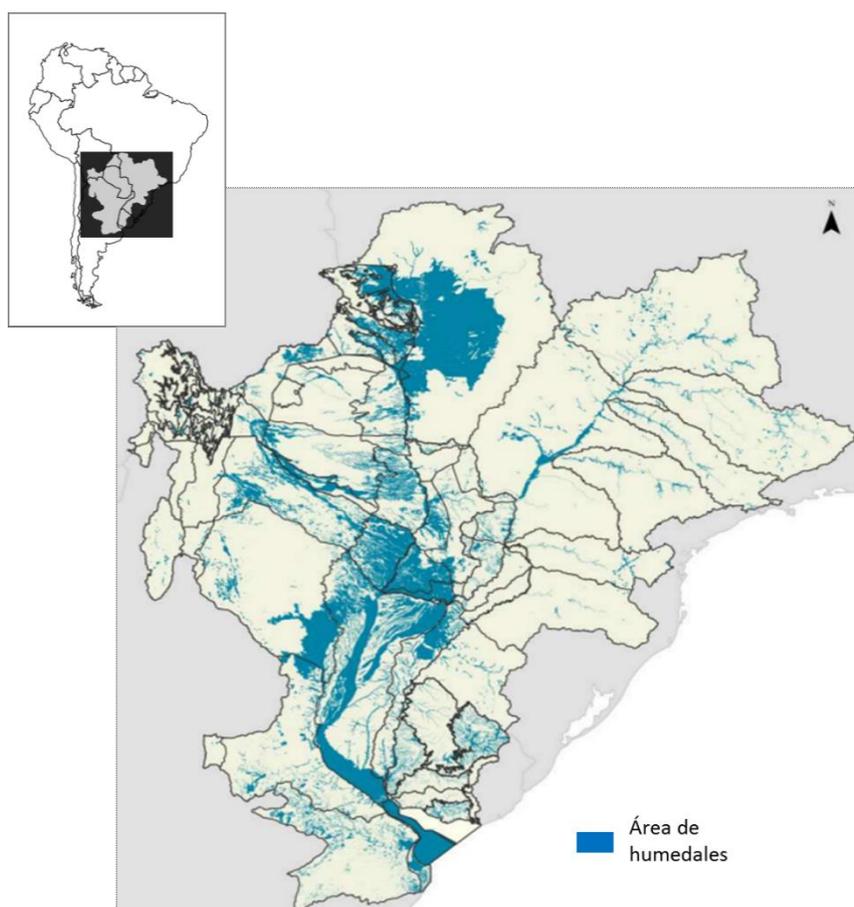


Figura 1.3. Distribución de Humedales en la cuenca del Plata. Adaptado de Minotti (2014a)

1.2 Sistemas Deltaicos

Los sistemas Deltaicos son áreas formadas en la desembocadura de un río por los sedimentos fluviales que se van depositando. El curso principal del río se escinde en numerosos canales que pueden quedar cerrados o abiertos con los depósitos posteriores, formando pequeñas islas, ciénagas y lagunas. Como resultado, se forman extensas áreas de humedales, constituyendo una red que continuamente intercambia flujo de materia y energía con su entorno y que evoluciona a través del tiempo (Passalacqua, 2017). Los suelos ricos en nutrientes y las corrientes abundantes de agua que circulan, hacen que estos Deltas sean muy fértiles, y que un gran número de poblaciones se desarrollen en torno a ellos. Se estima que más de 500 millones de personas viven o trabajan en torno a los principales Deltas del mundo (**ANEXO I**).

Las llanuras de inundación, valles aluviales o *floodplains* donde se emplazan los Deltas, son áreas de superficie relativamente lisa, adyacentes al cauce del río, sujetas a inundaciones recurrentes.

En periodos de crecidas, el río va depositando su carga de sedimento esparciéndola en las cercanías del cauce. El funcionamiento y la estructura de los ríos con planicie de inundación están condicionados por estos periodos de inundación, llamados "pulsos de inundación", "pulsos de energía y materia" o "pulsos hidrosedimentológicos" que tienen frecuencia, intensidad, tensión, regularidad, amplitud y estacionalidad (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990, 1999). Estas condiciones son propicias para el desarrollo de distintos tipos de humedales, que se asocian a estos valles aluviales. En las últimas décadas, la mayoría de los Deltas del mundo están siendo afectados por distintas causas. Uno de los problemas de mayor preocupación tiene que ver con las modificaciones hidrológicas que conducen a la erosión y la consecuente pérdida de costa y humedales. En muchos de los casos, los sedimentos son retenidos por represas río arriba, lo que finalmente conduce a una erosión costera severa (McCully, 1996). Este mismo patrón se repite en todo el mundo, desde el muy erosionado Delta del Mississippi en la costa de Luisiana, hasta los grandes bosques de manglar en el Delta del Níger. Por otro lado, la gran densidad de población asociada a las cuencas y los milenios de prácticas de cultivos han reducido drásticamente el tamaño de los humedales naturales, llevándolos a convertirse en humedales artificiales, principalmente como plantaciones de arrozales, estanques de peces y embalses (Junk *et al.*, 2013). En muchos casos, no se reconocen los ecosistemas de humedales, lo que conduce a la explotación de estas áreas como tierras de cultivo y otros usos del suelo, como ocurre a lo largo de los ríos Mississippi, Missouri y Ohio en los EE. UU., el río Rin en Alemania, entre tantos otros. Todos estos cambios traen asociados un impacto negativo en la calidad de sus aguas, llegando a estados eutróficos y de degradación de mucha preocupación (Murphy *et al.*, 2013).

1.3 Delta del Río Paraná

América del Sur presenta las extensiones de humedales más grandes del mundo asociados a las planicies de inundación de los grandes Ríos Orinoco, Amazonas, Paraguay and Paraná (McClain, 2002; Iriondo, 2004; Junk *et al.*, 2012; Junk *et al.*, 2013). La cuenca del Plata (segunda en importancia de Sudamérica y quinta en el mundo) incluye estos dos últimos ríos y cubre una superficie de 3.100.000 km² comprendiendo a los países Brasil, Bolivia, Paraguay, Argentina y Uruguay (**figura 1.4**). El Río Paraná, con sus 4.000 kilómetros de longitud, drena una superficie de 2.600.000 km² que comprende muy diversas regiones geológicas, climáticas y biogeográficas, razón por la cual constituye un sistema transregional (Kandus *et al.*, 2009). Es el único de los

grandes ríos del mundo que circula desde latitudes tropicales hasta una zona templada, confluyendo junto al río Uruguay en el estuario del Río de la Plata (Orfeo y Stevaux, 2002). Sus últimos 300 kilómetros constituyen el Delta del Paraná, uno de los Deltas más grandes del mundo y el único gran Delta que no desemboca en el mar. Es un macrosistema de humedales (Neiff y Malvárez, 2004) sobre una planicie de entre 20 y 40 km de ancho, ocupada por depósitos aluviales, arroyos, ríos y lagunas de diferentes tamaños, que se interconectan según la dinámica fluvial del Río. Los materiales sólidos que constituyen las islas Deltaicas provienen principalmente de las cordilleras de Bolivia y del Noroeste Argentino, de la llanura chaco-pampeana, y en menor medida del Brasil.

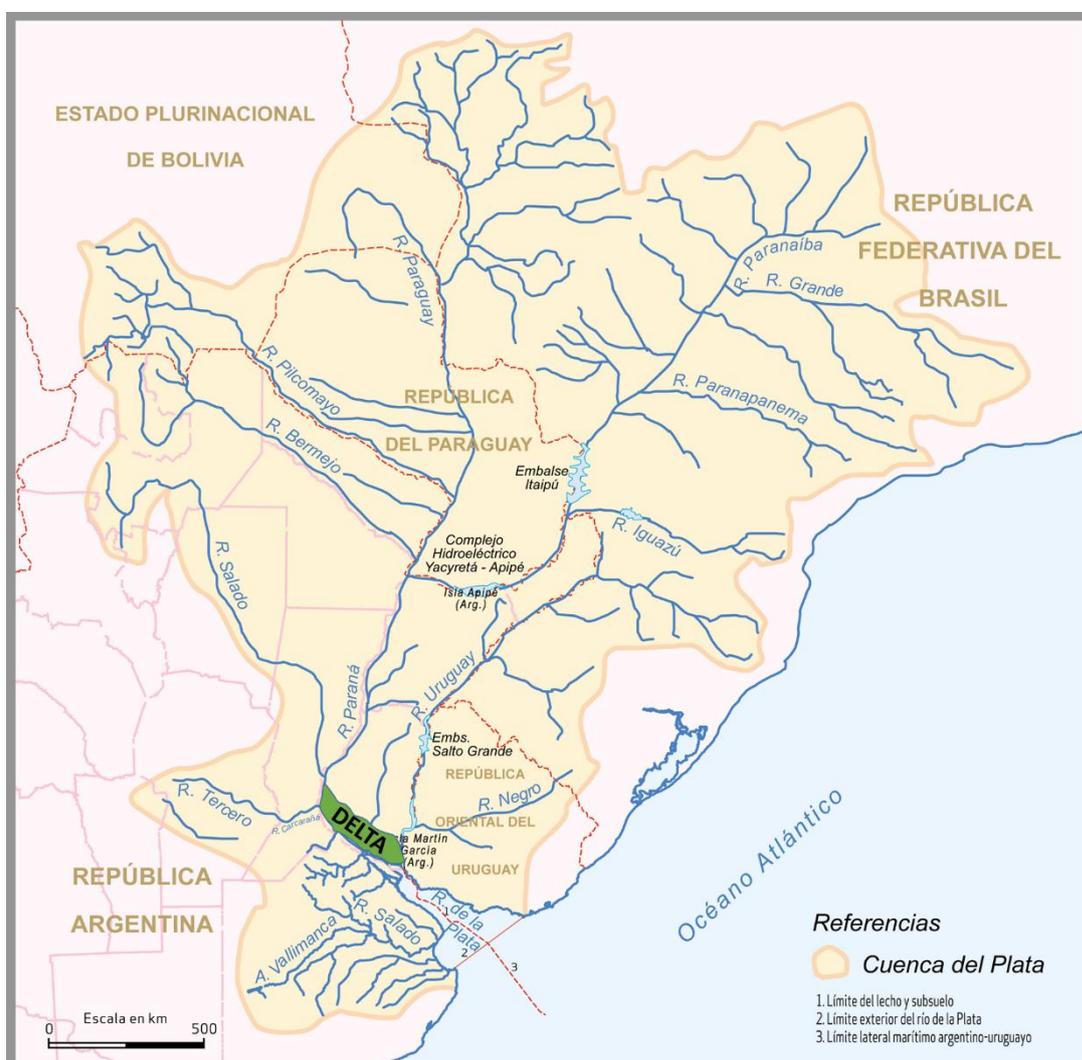


Figura 1.4. Ubicación del Delta del Paraná en la cuenca del Plata

La región presenta distintas unidades de paisajes teniendo en cuenta los patrones de paisaje dominantes y el régimen hidrológico. Estas unidades incluyen bosques, praderas, isletas, pajonales, arbustales, lagunas, entre otras (Malvárez, 1997), cuyas características son propicias para la existencia de una gran diversidad de especies biológicas de áreas chaqueñas, paranaenses y pampeanas (Quintana *et al.*, 2002). Todo el macrosistema provee distintos bienes y servicios para la sociedad asociados a la regulación hidrológica, a la regulación biogeoquímica y a la ecología (Kandus *et al.*, 2010).

La región del Delta del Paraná está gobernada por la dinámica hidrológica del Río Paraná, con sucesivas fases de aguas altas y bajas. De acuerdo a los registros hidrológicos históricos, en general, los mayores niveles ocurren entre febrero y abril y los menores niveles entre agosto y noviembre, sin embargo el río presenta un régimen hidrológico irregular (Carignan y Neiff, 1992). Durante los períodos de aguas altas, el grado de conectividad entre el río y la planicie aluvial aumenta, y muchos ambientes lénticos adquieren características limnológicas semejantes a las del río (Zalocar de Domitrovic, 1990, 1992; García de Emiliani, 1997; Minotti *et al.*, 2010; Abrial *et al.*, 2018). En la región inciden también los regímenes de inundación del río Gualeguay (en las porciones media e inferior del Delta) y del río Uruguay en la porción final de la región. En esta última porción adquieren mayor importancia los efectos de las mareas que afectan las aguas del Río de la Plata, en forma diaria, y los de las sudestadas (Latinoconsult, 1972; Mujica, 1979; Minotti *et al.*, 1988; Baigún *et al.*, 2008).

Un evento que tiene relación con la hidrología del Delta, es el fenómeno de variabilidad climática a nivel global "El Niño, Oscilación del Sur (OS)". Este fenómeno se produce por una fluctuación natural de las temperaturas superficiales del mar y la presión superficial del aire del Océano Pacífico Tropical entre el este y oeste, y ocurre aproximadamente cada 2 a 7 años. Se caracteriza por un debilitamiento a gran escala de los vientos Alisios y el calentamiento de las capas superficiales del océano ecuatorial en los sectores oriental y central del Pacífico. Estas anomalías en la temperatura oceánica generan una mayor concentración de humedad y mayores precipitaciones, alcanzando valores récord durante eventos extraordinarios, y teniendo gran influencia en las condiciones climáticas de diversas partes del mundo. La región sudeste de América del Sur presenta una fuerte respuesta al fenómeno, con un incremento considerable en las precipitaciones sobre la alta Cuenca del Plata que se traduce a su vez en un aumento de los caudales de los ríos Paraguay, Paraná y Uruguay. Particularmente el pico de creciente

desencadenado por las lluvias en la alta cuenca del Paraguay-Paraná se desplaza por el Río Paraná provocando numerosos desbordes en su valle de inundación y, al llegar a la ciudad de Diamante, se derrama por toda la superficie del Delta (Depetris *et al.*, 1996). La altura del agua en la región llega a ascender 3 ó 4 metros por encima del nivel medio y permanece durante meses dependiendo del lugar (tal como sucedió en el evento del 1982/83; 1997/98; 2015/16) aunque varía de acuerdo a la intensidad del fenómeno. Para medir la magnitud del evento se utilizan índices como ONI (Oceanic Niño Index), el cual representa la desviación promedio de la temperatura superficial del Océano Pacífico; o el IOS (índice de Oscilación Sur) que mide la diferencia entre la anomalía promedio mensual de presión atmosférica superficial en Tahití y el puerto de Darwin (Australia).

1.4 Impacto antrópico sobre la cuenca del Río Paraná

El Río Paraná y otros cauces menores son vías de navegación comercial y constituyen el principal suministro de agua para uso doméstico y productivo de toda la región. El Alto Paraná, tiene en operación alrededor de 130 embalses (Ravenga *et al.*, 1998) que han modificado el flujo del agua, la retención de sedimentos, la ecología y el paisaje de la zona. La mayoría de las actividades industriales, agrícolas y los asentamientos de población están asociados con la cuenca del Río Paraná. Esto genera un impacto a nivel de la cuenca y de los cursos que la conforman, tal como observan Marino y Ronco (2005), Ronco *et al.* (2008; 2011), Peluso *et al.* (2013); Etchegoyen *et al.* (2017). En el interior del Delta del Paraná, si bien las crecientes limitan en gran medida el asentamiento poblacional, se desarrollan actividades productivas como la pesca, la ganadería, la forestación, la apicultura, la agricultura (en menor medida) y otras actividades de tipo recreativas o turísticas (Baigún *et al.*, 2008). Algunas de estas actividades, junto con la urbanización y desarrollos inmobiliarios en distintos sectores de la región, han generado transformaciones de las áreas de humedal durante las últimas décadas. El drenado, endicado, rellenado, la construcción de terraplenes para el trazado de rutas y también la derivación de cursos de agua son realizados comúnmente para tal fin. Estas modificaciones están dirigidas a transformar el Delta en un área productiva y urbanizada, lo que conduce al deterioro del ecosistema de humedales si no se utilizan esquemas a largo plazo de producción sustentable (Baigún *et al.*, 2008). Una de las consecuencias de ello, es el impacto negativo sobre la calidad del agua que sustenta a este macrosistema, que puede limitar tanto sus funciones ecológicas, como así también los distintos

usos del agua.

1.5 Nutrientes en los ecosistemas acuáticos

La calidad del agua de muchos ecosistemas del mundo y en particular de los humedales, está siendo fuertemente impactada por actividades antrópicas (Allan, 2004). El estado ecológico y químico de las aguas superficiales ha generado una gran atención en las últimas décadas (Vega *et al.*, 1998; Ahearn *et al.*, 2005). En especial, el enriquecimiento por nutrientes, fundamentalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), en ecosistemas acuáticos provenientes de fuentes difusas (como la agricultura o la ganadería), o de fuentes puntuales (como efluentes urbanos e industriales) genera preocupación tanto a nivel mundial como regional (Smith *et al.*, 1999; Tong y Chen, 2002; Bricker *et al.*, 2008; FDEP, 2009; Freeman *et al.*, 2009). Los ciclos de N y P (**ANEXO II**) están siendo perturbados significativamente a nivel global, debido al exceso de N y P adicionados por los humanos. Rockström *et al.* (2009) han identificado 9 procesos biofísicos globales y umbrales asociados que, si se transgreden, podrían generar un cambio ambiental inaceptable (**figura 1.5**). Específicamente, la interferencia en el ciclo del N ya ha transgredido los límites planetarios propuestos. La fabricación de fertilizantes para la producción de alimentos y el cultivo de leguminosas, convierten alrededor de 120 millones de toneladas de N₂ de la atmósfera por año en formas reactivas, que es más que los efectos combinados de todos los procesos naturales/terrestres. Gran parte de este nuevo N reactivo termina en el ambiente, contaminando las vías fluviales y la zona costera, acumulándose en los sistemas terrestres y agregando gases a la atmósfera.

Respecto de los flujos de P, ya superan los umbrales críticos para muchos estuarios y sistemas de agua dulce. Los autores señalan que cada año se extraen unos 20 millones de toneladas de P y entre 8,5 a 9,5 millones de toneladas encuentran su camino hacia los océanos. Se estima que esto es aproximadamente ocho veces la tasa natural de fondo, y sugieren que si hay un aumento mayor a diez veces en el P que fluye hacia el Océanos (comparados con niveles preindustriales), los eventos oceánicos anóxicos se vuelven más probables dentro de los 1.000 años. Transgredir el límite nitrógeno - fósforo puede erosionar la resiliencia de los ecosistemas marinos, reduciendo potencialmente su capacidad de absorber CO₂ y, por lo tanto, afectando el límite climático.

Los sistemas acuáticos, y específicamente los humedales, contribuyen a una mayor tasa de transformación y eliminación de los nutrientes. Las condiciones anaeróbicas en la interfase agua-

sedimento, en sedimento y en biopelículas permite la desnitrificación por reducción microbiológica, siendo los principales mecanismos de pérdida de N de estos ecosistemas (Henry y Twilley, 2013; Peralta *et al.*, 2010). La retención y eliminación significativa del P se debe principalmente a la deposición e inmovilización de los fosfatos en los sedimentos, y la exportación de la biomasa cuando se retira del sistema (Novak y Watts, 2004).

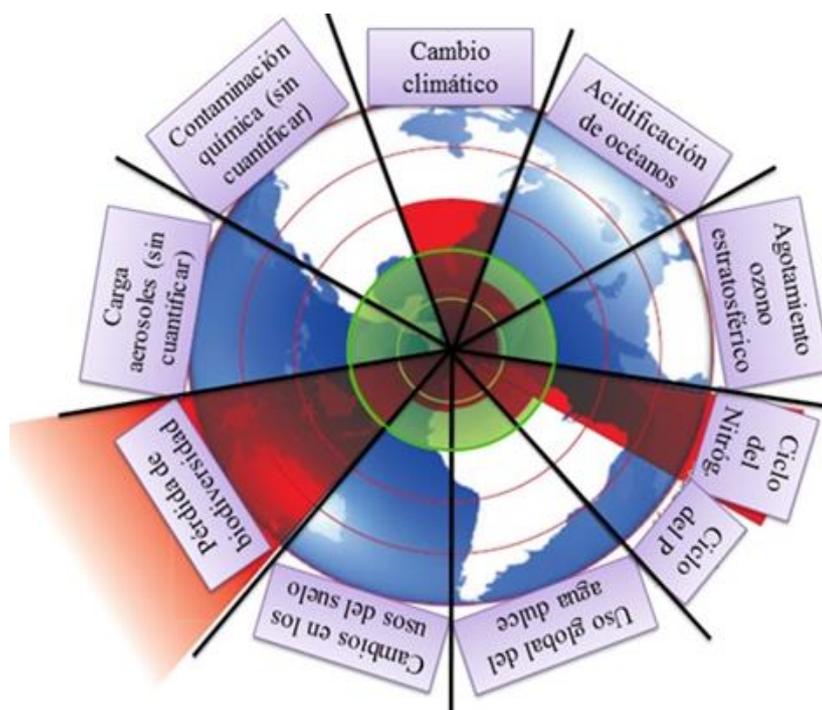


Figura 1.5. Límites planetarios. El sombreado verde interno representa la zona de seguridad para los 9 límites planetarios propuestos. Las cuñas rojas representan una estimación de la posición actual para cada variable. Adaptada de Rockström *et al.* (2009).

1.6 Fuentes de ingreso y problemas asociados al exceso de nutrientes

El ingreso y permanencia de nutrientes en los ecosistemas acuáticos puede depender de varios factores: fuente y ubicación, especiación y concentración, variación estacional, tipo de carga (continuo o intermitente) y biodisponibilidad (Withers y Jarvie, 2008).

Los fertilizantes utilizados para agricultura constituyen una fuente externa difusa importante de nutrientes a los sistemas acuáticos. La elevada exportación de nutrientes desde el suelo, sin reposición, debido a una agricultura intensiva y extractiva, trajo aparejado el aumento del uso de fertilizantes en las últimas décadas. Las pérdidas de nutrientes posteriores desde suelos agrícolas tienen diversas consecuencias ambientales, afectando negativamente la calidad de los suelos,

aguas subterráneas y aguas superficiales, poniendo en riesgo la calidad de agua de bebida y la salud o el funcionamiento de los ecosistemas (Galloway, 1998; Carton y Jarvis, 2001; Freibauer, 2003). Estas sustancias orgánicas o inorgánicas naturales o sintéticas proporcionan a las plantas uno o más de los elementos necesarios para su crecimiento como N, P ó K. Los fertilizantes más utilizados en Argentina se encuentran: Urea ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) (46 % N), Sulfato Amónico (21 % N), Nitrato Amónico (33,5 % N), Nitrato de Calcio (27 % N), fosfato monoamónico $\text{PO}_4\text{H}_2(\text{NH}_4)$, fosfato diamónico $\text{PO}_4\text{H}(\text{NH}_4)_2$ (18 % N y 20 % P), Superfosfato simple (18 % P_2O_5) o Superfosfato triple (46 % P_2O_5). En Argentina entre 1991 a 2016, el uso de fertilizantes aumentó desde 0,35 a 3,6 millones de toneladas (esto significa un aumento de 10,3 veces en 25 años) (Fertilizar, 2019).

La introducción del ganado en llanuras de inundación, ha contribuido a la degradación de ecosistemas acuáticos en todo el mundo (Steinman *et al.*, 2003; Kato *et al.*, 2009; Burton *et al.*, 2010; Sigua, 2011), aumentando la concentración de nutrientes en las aguas superficiales a través de los depósitos de estiércol (Alloush *et al.*, 2003; Steinfeld *et al.*, 2006). En Argentina, desde finales del siglo XX, la expansión de la producción de soja desplazó ganado hacia zonas inundables, constituyendo una amenaza para los cuerpos de agua cercanos (PROSAP, 2009). Esta situación determinó un cambio en la densidad de ganado en planicies aluviales aumentando de 160.000 cabezas de ganado en 1997 a 1.500.000 durante el 2007 (Quintana *et al.*, 2014b). Fariña (2013) observan que los cuerpos de agua superficiales como lagunas, bajos o arroyos constituyen el destino final de los efluentes en el 81 % de los tambos de Argentina. Debido a la extensa área de vegetación para forraje y alta calidad de agua, los humedales del sistema del Río Paraná proporcionan excelentes condiciones para la producción de ganado. Mesa *et al.* (2015) estudiaron el impacto de la introducción de ganado en la planicie aluvial del Paraná Medio (Santa Fe), y mostraron que existe un incremento significativo de nutrientes durante la presencia de ganado, disminuyendo el impacto en ausencia de este. Sugiriendo además, que el rol de la vegetación es muy importante para amortiguar el impacto.

Los efluentes urbanos sin tratamiento también implican un impacto en las aguas en cuanto al aporte de nutrientes. Las aguas residuales contienen nutrientes inorgánicos y orgánicos, sólidos disueltos y en suspensión, que son descargados directamente en las aguas superficiales, ocasionando un aumento en la concentración de nutrientes (Katz *et al.*, 1999; Panno *et al.*, 2001; FDEP, 2009; Strong, 2004) y otros parámetros de calidad. Particularmente, sobre la cuenca del Paraná, numerosas localidades vierten sus efluentes sin tratamiento alguno (Salibián, 2006; Ronco

et al., 2011).

El enriquecimiento/exceso de nutrientes en los cuerpos de agua debido al desarrollo de estas actividades humanas, es conocido como eutrofización cultural (Wetzel, 2001; Smith, 2003; Anderson *et al.*, 2008) y puede tener efectos tanto a nivel ecosistémico como en los distintos usos del agua. Puede causar aumento de la biomasa de fitoplancton y de la vegetación macrófita, crecimiento de algas y aumento de las toxinas que crecen con ellas, reducción de carbono disponible para las redes alimentarias, agotamiento de oxígeno disuelto, reducción de la diversidad de hábitats de especies, aumento de la turbidez, problemas en la calidad del agua para consumo u otros usos, mayores costos de tratamiento del agua, disminución del valor paisajístico del cuerpo de agua (Anderson *et al.*, 2008; Carpenter, 2008; Smith y Schindler, 2009), como así también la estructura y función de las comunidades vegetales (Fenn *et al.*, 2003; Gilliam *et al.*, 2009).

1.7 Importancia del monitoreo ambiental

El monitoreo del estado y las características de las aguas superficiales es importante para asegurar la sostenibilidad de los ambientes acuáticos. Los parámetros fisicoquímicos son medidas discretas que caracterizan estos ambientes (Rodier *et al.*, 1998; Orozco Barrenetxea *et al.*, 2003). Estas variables sirven como indicadores de contaminación antrópica y permiten conocer sobre la dinámica espacial y temporal de los cursos. Ponen en valor los recursos en cuanto a sus distintos usos, ya sea como fuente de consumo de agua potable, para protección de la biota acuática, para recreación, como también para evaluar impactos por aportes externos. Asimismo, permiten generar líneas de base para establecer escenarios actuales y futuros en función de los cambios que suceden, brindando información útil y aportes en la toma de decisiones y en la gestión de los recursos. Los indicadores fisicoquímicos más utilizados son: oxígeno disuelto, pH, conductividad, turbidez, alcalinidad, dureza, nitratos, nitritos, fosfatos, demanda química de oxígeno, sólidos disueltos y en suspensión (Alberro *et al.*, 2011).

La aplicación de métodos estadísticos avanzados a estos conjuntos de datos es imprescindible para extraer información significativa, como patrones espaciales y temporales, parámetros indicadores y fuentes latentes de contaminación (Shrestha y Kazama, 2007; Zhang *et al.*, 2008). En este sentido, el análisis multivariado es apropiado ya que explora las relaciones existentes entre variables, para lograr un análisis profundo de la realidad subyacente en los datos observados.

1.8 ¿Qué se conoce sobre la dinámica de nutrientes en las aguas del Delta?

Los estudios científicos sobre nutrientes y parámetros de calidad de agua en el Delta del Paraná (específicamente), son muy escasos. Sin embargo, existen algunos estudios sobre distintos tramos de la cuenca del Paraná. Depetris y Kempe (1990), Depetris y Paolini (1991), Depetris y Kempe (1993), Depetris *et al.* (2003), Depetris y Pasquini (2007), generaron conocimiento sobre la dinámica de nutrientes en el alto y medio Paraná y su relación con la hidrología y el evento El Niño (OS). Además algunos autores han reportado información básica sobre nutrientes en sitios del bajo Paraná (Bonetto *et al.*, 1994; Villar *et al.*, 1996; Villar y Bonetto, 2000; Unrein, 2001; Villar *et al.*, 2002; de Cabo *et al.*, 2003). Prefectura Naval Argentina desde el año 2004 ha realizado más de 5 campañas de monitoreo en 23 sitios de la cuenca del Río Paraná donde se han detectado fluctuaciones en la composición del curso principal y en la zona de descarga de los principales tributarios de la cuenca, incluyendo puntos de muestreo en zonas aledañas al humedal propuesto en este estudio. Estos estudios han incluido el análisis de aguas y sedimentos de fondo (componentes mayoritarios orgánicos e inorgánicos, nutrientes, metales, plaguicidas) (SAyDS, 2007; Manassero *et al.*, 2008; Ronco *et al.*, 2011; Peluso *et al.*, 2013; PNA, 2016). Además, en el transcurso del presente trabajo se publicó una tesis de grado con información de parámetros de calidad de agua en 14 sitios, correspondientes a ríos y arroyos tributarios en la porción terminal del Río Paraná, donde se midieron indicadores fisicoquímicos a fin de detectar actividades antrópicas en relación al uso del suelo (Hojman, 2016). Por su parte, Unrein (2001) evaluó las características limnológicas de distintos ambientes acuáticos del Paraná inferior, incluyendo sitios sobre el Delta, haciendo foco en el desarrollo del fitoplancton.

Sin embargo, la información sistematizada e integrada a nivel espacial y temporal es escasa en el Delta del Paraná, particularmente en cuanto a la caracterización de la calidad del agua, la dinámica de nutrientes y de los cambios en el uso del suelo a escala regional.

CAPÍTULO 2

Hipótesis y objetivos

En los últimos años ha cobrado importancia el valor y el reconocimiento de los ecosistemas de humedales. Es el caso particular el Delta del Paraná, por su relevancia ecológica y por los servicios ambientales que brinda a la sociedad. Las amenazas a estos ecosistemas y los cambios que producen las actividades antrópicas desde las últimas décadas, han generado preocupación tanto a escala global como local, siendo cada vez más necesario generar conocimiento, información y herramientas con el fin de mantener su integridad. En este sentido, desde diversas instituciones educativas, de investigación o gubernamentales, se han generado proyectos y documentos relacionados al territorio con objetivos de conservación, de investigación y de desarrollo estratégico. Plan De Manejo Islas Del Delta (2012), el Inventario de humedales de los sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay (Benzaquén *et al.*, 2013), el Plan Integral Estratégico para la Conservación y el Aprovechamiento Sostenible del Delta del Paraná (PIECAS, 2014), el Plan de gestión integrada (Entre Ríos) (SAER, 2016), el proyecto "Conservación de los humedales y los modos de vida asociados en el Delta del Paraná" (Wetlands International-Fundación Humedales) y otros proyectos en desarrollo, presentan información sobre las características, usos, funciones, acciones estratégicas de aprovechamiento, conservación y de ordenamiento territorial. Sin embargo en varios de estos documentos se detectan vacíos de información en diversos temas, incluyendo las características físico-químicas del agua, el efecto de las actividades humanas sobre los humedales (ganadería, pesquerías, caza, cultivo de arroz, turismo, extracción de agua, contaminación por efluentes industriales y domiciliarios). A su vez plantean importantes desafíos para avanzar en el conocimiento de los humedales entre los cuales se destacan: "profundizar los trabajos que permitan abordar la heterogeneidad espacial y variabilidad temporal; profundizar los estudios sobre las funciones ecológicas de los humedales y los servicios y bienes que aportan a la sociedad; promover el desarrollo de redes y sistemas de monitoreo que contribuyan a mantener información continua y sistemática sobre los humedales y sus recursos" (Benzaquén *et al.*, 2013). Por su parte, en el marco de la declaración de una importante porción del Delta como Sitio Ramsar (en el año 2015), se enfatizó sobre la falta de información respecto a la calidad del agua y la importancia de llevar adelante monitoreos continuos y líneas de investigaciones relacionadas.

Resultará de gran valor, contribuir con la información que se genere a partir de esta tesis asumiendo que servirá para integrar y relacionar los conocimientos con herramientas de gestión con la finalidad de promover la preservación de este gran ecosistema. Entender la variabilidad

temporal y espacial de la química de las aguas, la circulación y dinámica de nutrientes es un paso significativo hacia la comprensión de la circulación de materia y energía en este sistema, para poder identificar los cambios que se producen y producirán a lo largo del tiempo.

En función de todo lo expuesto, se plantean a continuación las hipótesis y los objetivos del presente trabajo:

2.1 Hipótesis y objetivos

Hipótesis general

Los parámetros fisicoquímicos y nutrientes de aguas superficiales en el Delta del Paraná (Delta entrerriano) presentan variaciones espacio-temporales asociadas a: los pulsos de inundación, los aportes fluviales provenientes de la provincia de Entre Ríos en sentido N-S, y a los impactos de las actividades antrópicas circundantes. Este gran sistema de humedales actúa reteniendo y/o eliminando nutrientes.

Hipótesis particulares

1. Los niveles de parámetros generales de calidad de aguas y nutrientes en el Delta entrerriano siguen un patrón espacial y temporal.
2. Las concentraciones de nutrientes provenientes de zonas urbano-agrícola-ganaderas en el tramo inferior del A° Nogoyá, del Río Gualeguay y A° Clé son mayores que las correspondientes al Delta del Paraná. Estos aportes generan un aumento en la concentración de las aguas del propio Delta.
3. Los pulsos de inundación en el Delta del Paraná tienen influencia en la variabilidad de los parámetros de calidad y en la interacción de los nutrientes con la planicie de inundación. La carga de nutrientes que ingresa al sistema disminuye en sentido NO-SE al atravesar la planicie de inundación

Objetivo general

Estudiar parámetros fisicoquímicos y niveles de nutrientes de aguas superficiales en el Delta del Paraná (Delta entrerriano), su relación con los pulsos de inundación, con materiales de origen, con la planicie de inundación y con las actividades productivas y extractivas regionales que pueden

alterar la sustentabilidad ambiental del ecosistema.

Objetivos particulares

1. Estudiar la variación espacio-temporal de parámetros generales de calidad de agua (Temperatura, pH, Oxígeno Disuelto, Conductividad Eléctrica, Alcalinidad, Dureza, Sólidos totales, Disueltos, en Suspensión y Materia Orgánica), y nutrientes (N-NO_3^- , N-NO_2^- , N-NH_4^+ , Fósforo Total, Fósforo soluble) en las aguas del Delta entrerriano.
2. Determinar aportes de nutrientes provenientes de zonas agrícola-ganaderas en el tramo inferior del A° Nogoyá, del Río Gualeguay, A° Clé y A° Doll e Investigar su ingreso al Delta.
3. Analizar la interacción de la planicie de inundación del Delta del Paraná con los pulsos de inundación en relación a la concentración de nutrientes y sólidos. Evaluar la función ecosistémica del macrosistema de humedales como retentor y/o atenuante de nutrientes y sólidos en suspensión.
4. Analizar e interpretar la información obtenida con información georeferenciada. Identificar sectores vulnerables en relación a actividades productivas (agricultura, producción animal), urbanas y extractivas, que puedan impactar en la sustentabilidad del ecosistema. Comparar la información generada con otras cuencas y Deltas del mundo.
5. Integrar los conocimientos generados en el marco de proyectos de desarrollo regional del Delta entrerriano y contribuir al conocimiento que promueva la protección y/o el uso sustentable de la región.

CAPÍTULO 3

Descripción del área de estudio y
metodología general

3.1 Área de estudio: Ubicación y descripción

El área de estudio corresponde al Delta del Río Paraná, ubicada en la porción inferior de la Cuenca del Plata. Se extiende a lo largo de aproximadamente 300 km, entre las latitudes de 32°5'S, al sur de la ciudad de Diamante, donde se encuentra el Parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos) hasta su desembocadura en el Río de La Plata 34°29'S (Malvárez, 1999). Las barrancas delimitan la hoya hidrográfica en forma natural. La superficie total abarcada del Delta cubre aproximadamente 17.500 km² (Bonfils, 1962), de la cual el 82,2 % pertenece a la provincia de Entre Ríos, el 16,3 % a la provincia de Buenos Aires y un 1,5 % a la provincia de Santa Fe. La delimitación del área de la presente tesis se circunscribe a la porción del Delta de la provincia de Entre Ríos, cuyos límites se observan en la **figura 3.1**.

Desde el punto de vista político-administrativo, el Delta entrerriano está comprendido en las jurisdicciones de 5 departamentos: Diamante, Victoria, Gualeguay, Gualeguaychú e Islas del Ibicuy (**ANEXO IV**). Este área constituye una compleja planicie de inundación con características biogeográficas y ecológicas únicas en la Argentina. Presenta una gran heterogeneidad, diversidad de recursos y servicios ambientales. La interacción entre las diferentes geoformas que presenta el Delta y las características del régimen hidrológico, definen a esta región como un extenso macromosaico de humedales con sectores o unidades ambientales diferenciables por un patrón de paisaje y un régimen hidrológico característico (Malvárez, 1997). La región puede dividirse en tres grandes sectores: el Delta Superior, el Delta Medio y el Delta Inferior (Burkart, 1957; Malvárez, 1995).

El área de estudio se caracteriza por un clima templado subhúmedo con lluvias promedio anual de 1052 mm y temperaturas medias anuales entre 16 y 18°C. La temperatura mínima media es 11,3 °C en el mes de Julio y la máxima es 23,9 °C en el mes de diciembre (datos 1965-2016 de la estación INTA EEA San Pedro, (Uviedo y Zanek, 2017)). La región está influida por anomalías climáticas como el fenómeno El Niño (OS). En cuanto a los suelos, presenta una variada cobertura edáfica, con distintos órdenes según la zona, presentando un bajo grado de desarrollo pedogenético y presencia de rasgos hidromórficos. La Carta de Suelos de Entre Ríos describe en profundidad los suelos del departamento Islas del Ibicuy (Schulz et al., 2011), sin embargo la información sobre las características de los suelos de todo el sistema deltaico es escasa y se encuentra en forma fragmentada. Pereyra *et al.* (2004) describen las características de los suelos en la zona noreste del Delta, siendo principalmente Entisoles, Inceptisoles y Molisoles.



Figura 3.1. Área de estudio-Delta del Paraná, porción de Entre Ríos. Adaptado de Minotti y Kandus, (Minotti y Kandus, 2014).

3.2 Elección de sitios en el área de estudio

La elección de los sitios tuvo como eje principal un enfoque integrado, discutidos en mesas de trabajo multidisciplinares con extensionistas, técnicos y agentes del instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en el marco del proyecto con enfoque territorial PRET-DELTA. Este proyecto con el cual se articuló, tuvo como objetivo contribuir a la puesta en valor del territorio, desplegando una estrategia comunicativa, de información, articulación y organización con especial atención en cuestiones ambientales, preservación de recursos y equidad en la captación de beneficios tecnológicos y económicos.

Para la selección de los sitios de estudio se recabó información bibliográfica de las características

del área de estudio, incluyendo también los conocimientos de técnicos, profesionales y de vecinos vinculados al territorio. Los criterios de selección se presentan a continuación.

3.3 Criterios de selección de sitios

Los sitios de estudio fueron seleccionados aplicando los siguientes criterios: Hidrología, Aporte de los cursos que atraviesan la provincia de Entre Ríos y desembocan en la región de estudio; Sectorización y Unidades de paisaje; Actividades regionales; Accesibilidad; Centros poblacionales; Áreas protegidas.

Hidrología

El Delta del Río Paraná presenta una intrincada red de cursos de agua, cuyo régimen hidrológico está gobernado principalmente por el flujo proveniente del Río Paraná, y en menor medida por los ríos Uruguay (que incide en la porción final de la región) y Gualeguay (con influencia en las porciones media e inferior del Delta). El Río Paraná, a través de este Delta desemboca en los Ríos Uruguay inferior y en el Río de La Plata (Burkart, 1957). En toda el área de estudio las precipitaciones locales también inciden en las características hidrológicas de este gran sistema (Villar *et al.*, 2002). Por su parte, las mareas del estuario del Río de La Plata y sudestadas en el sector sur del Delta influyen la hidrología en este sector. La hidrología está directamente afectada tanto por las crecientes estacionales del Río Paraná como por crecientes extraordinarias que incrementan, en consecuencia, el nivel de los ríos (Camilloni y Barros, 2003; Depetris, 2007; Baigún *et al.*, 2008). En ocasiones, se observa un aumento de nivel derivado por la hidrología del río Paraguay, que ocurre durante el invierno (junio-julio). En diversas ocasiones se han producido inundaciones extraordinarias a intervalos variables (Prat *et al.*, 1998; Silva Busso *et al.*, 2004).

En función de la información hidrológica, se realizó un plan de muestreos que contempló distintas condiciones hidrológicas temporales (distintos niveles de agua, periodos extraordinarios), como así también las características hidrológicas a nivel espacial, teniendo en cuenta la distribución y circulación del agua en la superficie, considerando la elección de sitios sobre el cauce principal del Río Paraná, sobre los distributarios del río, y las desembocaduras de otros ríos y arroyos que desembocan en el Delta.

Ingreso de ríos y arroyos que atraviesan la provincia y desembocan en la región de estudio

Sobre los límites superiores del área de estudio ingresan al Delta algunos tributarios que discurren en sentido Norte-Sur dentro de la provincia de Entre Ríos y cuyos cursos presentan redes de drenaje bien definidos (**figura 3.2**). Entre los más importantes se destacan:

El *Río Gualeguay*, el río interior más importante de Entre Ríos, nace en el norte de esta provincia (departamento Federación) y es un afluente del curso inferior del Río Paraná. En su extensión de norte a sur cubre total o parcialmente todos los departamentos, lo que representa aproximadamente un 30 % de la superficie provincial. Posee una cuenca hidrográfica que drena 21.548,4 km² con un caudal medio de 320 m³/s, y a través de sus 819 km de longitud, recibe el aporte de 70 afluentes del interior de la provincia (Ríos, 2012). El curso principal se divide en cuatro tramos bien definidos: superior, medio, inferior y final. El tramo final corresponde al antiguo Delta del Gualeguay, que va desde la ciudad de Gualeguay hasta la desembocadura en el Río Paraná, atravesando 40 km sobre el Delta del Paraná. En este tramo el curso se torna meandroso debido al relieve, compuesto por una planicie de muy reducida pendiente y un lecho de suelos de deposición que la propia dinámica del río ha generado (Subsecretaría de Recursos Hídricos, 2010). El patrón temporal de inundaciones está representado por la variación en el nivel de las aguas en Puerto Ruiz. El Río tiene un régimen regular y la creciente comienza en el mes de marzo y sigue hasta los meses de junio y julio, con crecidas extraordinarias eventuales. Sin embargo, gran parte del área ha sido endicada, lo que afecta sustancialmente al régimen de inundación normal (Malvárez, 1997).

Por su cercanía, el río constituye el medio receptor de efluentes agrícola-ganaderos, industriales y cloacales de muchas de las poblaciones de la provincia.

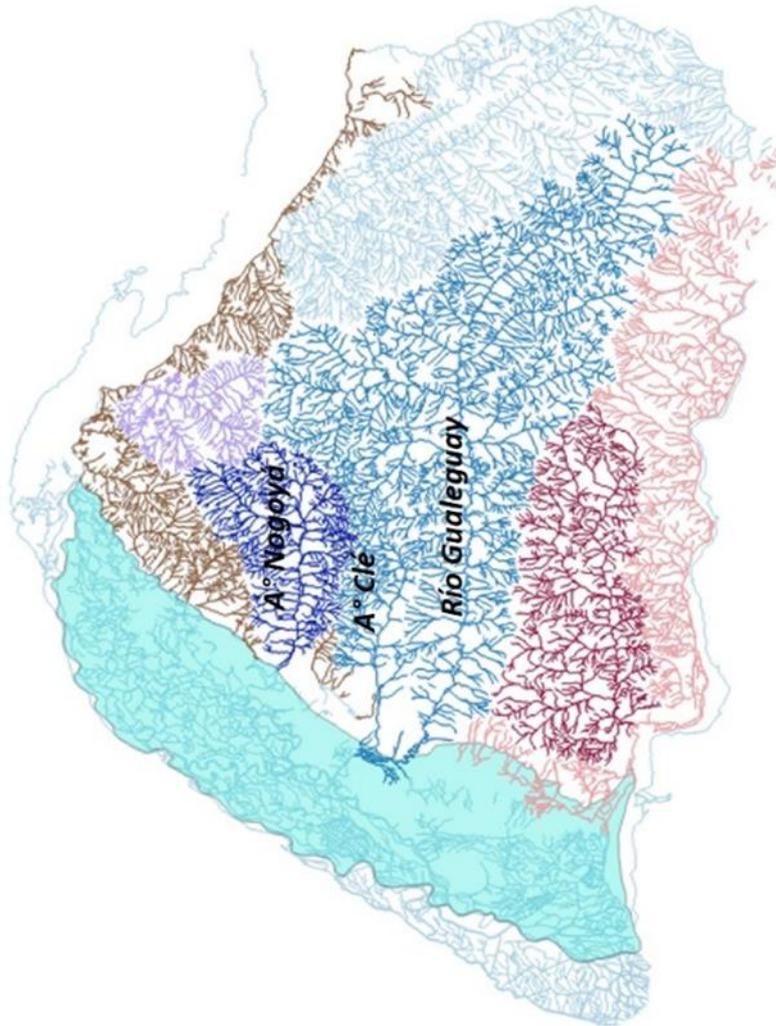


Figura 3.2. Cuencas de los principales cursos de agua que ingresan al Delta.

El *A° Clé* se encuentra dentro de la cuenca del Río Gualeguay conformando una subcuenca, que junto con el Río Gualeguay comparten la desembocadura en el Río Paraná Pavón (brazo del Paraná). Este arroyo, más pequeño que el *A° Nogoyá*, también drena una gran superficie con actividades agrícolas y ganaderas del interior de la provincia. No se registran datos de su caudal. El *A° Nogoyá* es otro curso importante de la Provincia, comprendiendo una cuenca de 3.885 km², con un recorrido de 135 km y un caudal medio de 120 m³/s, que desagua en el Delta del Paraná. En su recorrido, el arroyo recibe numerosos afluentes más pequeños, que drenan superficies con distinto tipo de actividades productivas y descargas urbanas del interior de la provincia. Desemboca en el *A° Correntoso* (brazo del Río Paraná) para formar el Riacho Victoria en el paraje denominado Rincón del Nogoyá (Ríos, 2012). Otros cursos aunque menos importantes también discurren y vierten sus aguas en zonas del Delta.

los *A° Ñancay* y *A° Sauce* son dos cursos de la cuenca hidrográfica del río Uruguay. Nacen al norte de la localidad de Ceibas, en el departamento de Gualeguaychú y se dirigen con rumbo sureste hasta desembocar en el río Uruguay, atravesando zona Deltaica. Parte del curso del *A° Ñancay* marca el límite entre el departamento mencionado y el de Islas del Ibicuy. La zona se corresponde con una planicie de pendiente suave, de praderas y sabanas. Varios autores describen a esta zona como una antigua albufera y llanura de mareas que se encuentra aislado del resto de la región del Delta del Paraná por un cordón arenoso, de importantes dimensiones, que se formó durante la ingresión marina del Holoceno Medio.

El *A° Ensenada*, ubicado en el departamento Diamante (Entre Ríos), atraviesa en el sentido noreste-sudoeste para desembocar en el Río Paraná en su margen izquierda. Es un arroyo característico del paisaje entrerriano, con un recorrido sinuoso y recodado, que forma pequeños senos. Esta cuenca tiene un drenaje de 788,3 km² siendo la longitud del cauce principal de 45,8 km y con sus tributarios alcanza un total de 517 km, indicando la importancia de la contribución de éstos últimos al arroyo principal (Kieffer *et al.*, 2015).

Las cuencas en las que se encuentran estos cursos de agua, presentan un uso del suelo predominantemente agrícola (**ANEXO V-A**) (excepto la zona del Ñancay y Sauce, que presentan mayor uso ganadero/forestal), con distintos tipos de cultivos como soja, sorgo, maíz, arroz (**ANEXO V-B**) que ocupan entre 15 y 80 % de la superficie en los distintos departamentos que las componen. En su recorrido, los cursos atraviesan algunos centros poblados, siendo la ciudad de Gualeguay la de mayor importancia. En la **figura 3.3** se observan imágenes satelitales del entorno de cada uno de estos cursos.



Figura 3.3. Imágenes satelitales del entorno de los Arroyos Nogoyá, Ensenada, Clé, Ñancay, Sauce y Río Gualeguay.

Para la elección de los sitios se tuvieron en cuenta los ingresos de los cursos detallados anteriormente, estableciendo como sitios de estudio sus desembocaduras sobre el territorio deltaico. Algunos cursos menores como el A° Ñancay y el A° Sauce, que atraviesan el Delta y pertenecen a la cuenca del Río Uruguay, discurren sobre área de planicie de inundación del Delta, también fueron seleccionados para su estudio. Por otro lado, si bien otros ríos y cursos de agua provenientes de las provincias de Santa Fe y Buenos Aires desembocan finalmente en el cauce principal del Río Paraná a lo largo del tramo inferior, los mismos no tienen un aporte directo sobre los cursos pertenecientes al Delta entrerriano, objeto de este estudio.

Sectorización y unidades de paisajes

En este trabajo se delimitaron 3 sectores para su análisis: Superior, Medio e Inferior (**figura 3.4**). El sector Superior incluye la porción situada entre el inicio de la región en Diamante. Este sector es relativamente más elevado desde el punto de vista topográfico, posee una pendiente regional importante y, en su origen, predominan los procesos fluviales. Presenta albardones bien desarrollados con amplios gradientes internos y numerosas lagunas. El sector Medio es un área predominantemente plana cuya matriz es una llanura inundada semipermanentemente en la que se destacan algunos albardones chatos y amplios cursos de ríos y arroyos. El Delta Inferior constituye la porción terminal de la región. Incluye zonas con geoformas antiguas de origen marino junto con áreas de sedimentación más reciente, en continua formación, producto del modelado fluvial de los ríos, particularmente del Río Paraná. Esta zona es la única que, desde el punto de vista geomorfológico, forma un Delta en sentido estricto, en forma de abanico, con un avance por formación de nuevas islas en el estuario del Río de la Plata. La característica distintiva de este sector, desde el punto de vista del paisaje, son las áreas Deltaicas propiamente dichas que forman numerosas islas con albardones elevados que bordean extensas áreas interiores deprimidas dominadas por ambientes pantanosos (Burkart, 1957; Malvárez, 1995).

Por otro lado, Malvárez (1997), Malvárez (1999), Iriando (2004) y Kandus *et al.* (2006) clasificaron el Delta en distintas unidades geomorfológicas. Estas son resultado de la delimitación de áreas con similitud en la estructura, funcionamiento (como interacciones y flujos) y régimen de cambio a lo largo del tiempo, caracterizándose las mismas por patrones de paisaje, régimen hidrológico y tipo de vegetación predominante. Trabajos posteriores proponen subdivisiones en función de datos de índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI) (Zoffoli *et al.*, 2008).

Para la elección de los sitios en este trabajo se tuvo en cuenta esta variabilidad espacial tanto por la sectorización (Superior, Medio e Inferior) como por la heterogeneidad de paisajes, por lo cual se seleccionaron sitios ubicados en tales sectores y en la mayor cantidad de unidades posibles (considerando la accesibilidad al sistema).

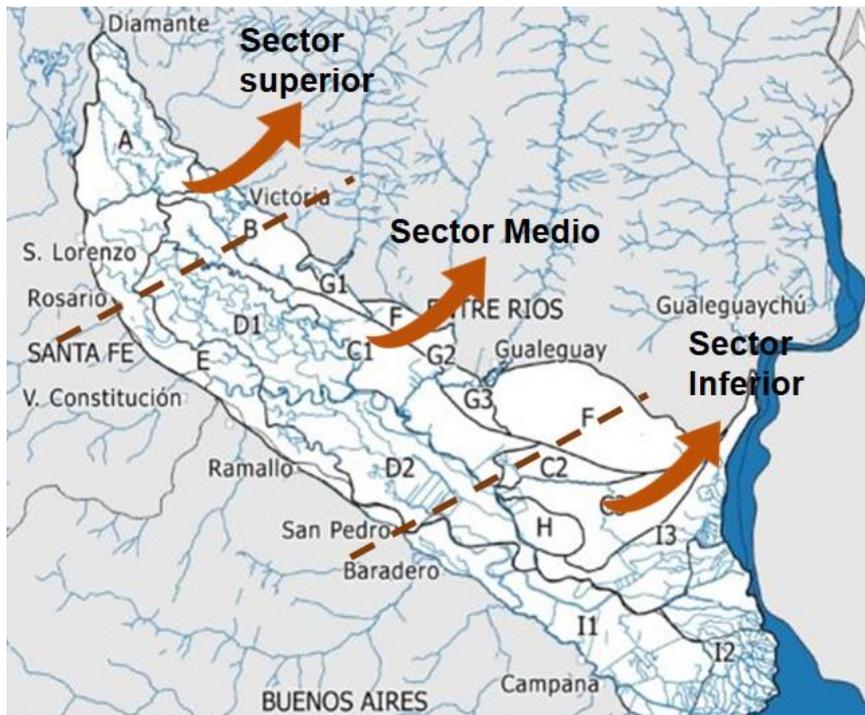


Figura 3.4. Sectorización y Unidades de paisaje: (A) Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; (B) Isletas de praderas de albardones bajos; (C) Cordones paralelos y depresiones; (D) Praderas de antigua llanura de mareas; (E) Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del Río Paraná; (F) Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; (G) Arbustales de antiguos Deltas; (H) Praderas de la isla de Ibicuy; (I) Pajonales y bosques del Bajo Delta. Adaptado de Malvárez (1997).

Accesibilidad

Al ser el Delta un territorio de planicie inundable, con relativamente pocos asentamientos poblacionales (en Entre Ríos), las obras de infraestructura vial internas son escasas. Sin embargo, se destacan por su magnitud la conexión vial Rosario-Victoria (RN 174) que abarca casi 60 km, la RN 12 cuyo tramo en el Delta comprende alrededor de 110 km conectando Zárate (complejo Zárate-Brazo largo) con la localidad de Ceibas y luego Gualeguay. La Ruta 14 (Ruta del Mercosur) que empalma con la RN 12 en la localidad de Ceibas, también atraviesa el Delta en un tramo de aproximadamente 20 km. Estas obras se emplazan en forma transversal a la circulación principal de los flujos de agua de la región. En la actualidad, existen también algunas vías terrestres que permiten el acceso, al menos, a algunas partes del territorio Deltaico, como los caminos internos y accesos entre la RN 12 y Villa Paranacito, Ibicuy, Mazaruca. Por otra parte, La Ruta Provincial 11 tiene un recorrido aproximado de 205 km con orientación sudeste desde su inicio en Gualeguay hasta su finalización en Paraná bordeando los límites superiores del Delta (**figura 3.5**). Estas rutas

y accesos permiten la llegada por tierra a algunos sitios del Delta, sin embargo para poder acceder a sitios de muestreo estratégicos sobre la planicie de inundación resultó necesario contar con medios de transporte fluviales. Particularmente el Delta medio presenta accesibilidad muy reducida, por lo cual la obtención de datos en este sector resulta más dificultosa. En este sentido, el INTA dispuso de medios de transporte tanto viales como fluviales para poder llegar a los sitios elegidos. Por otro lado, las inundaciones en eventos extraordinarios como El Niño (OS), reducen o impiden la accesibilidad a algunos sitios, sobre todo en el sector inferior de Delta.

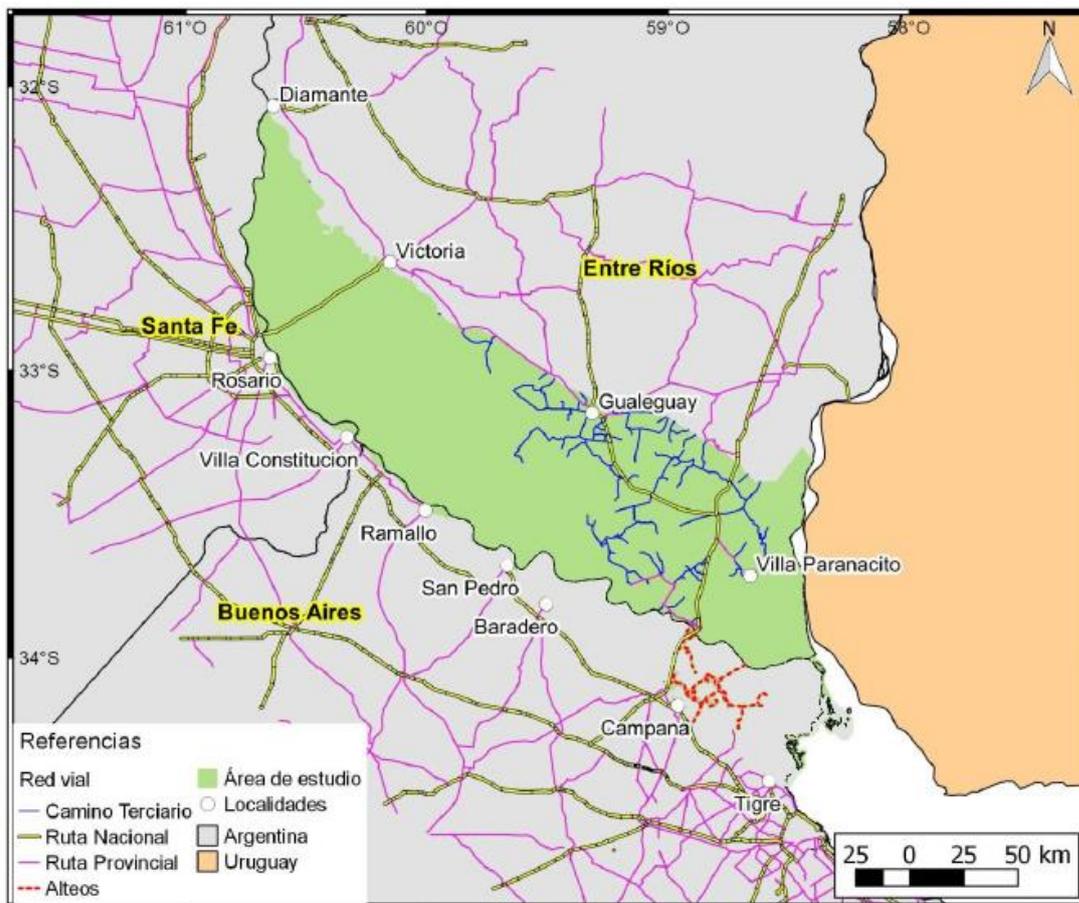


Figura 3.5. Redes viales en el Delta del Paraná. Tomado de INA (2018)

Actividades regionales

En el Delta entrerriano desde 1930 se desarrollaron actividades económicas y/o recreativas a pequeña escala como la caza, la pesca, la forestación, el turismo, la apicultura, la "ganadería de islas" (pastoreo de engorde), transporte fluvial, horticultura y floricultura, producción de mimbre y otras producciones artesanales locales. Respecto a la ganadería, el creciente uso del suelo en la

pampa húmeda para la producción agrícola, y la construcción de la conexión vial Rosario-Victoria, favorecieron un aumento en la utilización de las tierras isleñas para esta actividad, la cual viene creciendo continuamente.

Los departamentos Gualeguay e Islas del Ibicuy, presentan una importante actividad ganadera y forestal (principalmente de salicáceas), aunque esta última tiene mayor desarrollo en el bajo Delta Bonaerense.

También tienen gran relevancia la actividad apícola, que se ve favorecida por una gran diversidad de flora, desarrollándose a micro y pequeña escala, la actividad pesquera, y la caza de algunas especies de fauna nativa como el coipo y el carpincho. En las zonas de dunas de los alrededores de Ibicuy existe una importante actividad extractiva de arena. En la zona existen pocas industrias y están relacionadas fundamentalmente con la producción forestal.

En el Delta superior, la ganadería Bovina es una de las principales actividades. Algunas de estas actividades conllevan la construcción de endicamientos y otras obras de infraestructura viales asociadas, que modifican la geohidromorfología del Delta.

En cuanto a las actividades que se desarrollan por fuera de los límites deltaicos, en la provincia de Entre Ríos existe una importante actividad agrícola, ubicándose en la cuarta posición en área sembrada con soja; primera en producción de lino y en área cultivada con naranjas y mandarinas; segunda provincia productora de arroz aportando el 41 % a la producción nacional y representando el 38 % de la superficie sembrada en el territorio nacional. Cuenta con una importante actividad ganadera, siendo quinta en existencias vacunas. Además ocupa el primer puesto en producción y exportación de carne aviar. Asimismo, ocupa el cuarto lugar en el país en cuanto a superficie forestada y es el segundo productor de salicáceas y el tercero de eucaliptos (Engler *et al.*, 2008). Asimismo cuenta con 6 parques y 23 áreas industriales distribuidos en toda la provincia, vinculados al sector agropecuario, elaboración de alimentos y bebidas, molinos harineros, molinos arroceros y frigoríficos. También existen industrias relacionadas con la madera, los productos químicos, la metalurgia y las maquinarias.

Sobre la franja costera adyacente al Río Paraná, sobre las provincias de Santa Fe y Buenos Aires, se desarrolla actividad de tipo industrial, asociada a los núcleos urbanos más importantes.

Teniendo en cuenta los posibles aportes de nutrientes y/o modificaciones que pueden producir estas actividades en el Delta, se establecieron sitios de muestreo cercanos a actividades antrópicas para ser evaluados. Los aspectos relacionados a las presiones de estas actividades se detallarán con mayor profundidad en el capítulo 7.

Áreas protegidas

Desde la década de 1990, algunas porciones del territorio del Delta (tanto bonaerense, santafesino o entrerriano) han sido declaradas áreas de conservación. En 1992, en la jurisdicción entrerriana, se creó el Parque Nacional Pre-Delta, a 5 km de la ciudad de Diamante, con una superficie de 2.458 ha. En septiembre de 2000, la sección de islas del Delta bonaerense comprendidas en el sector del partido de San Fernando, fue declarada Reserva de Biosfera. Desde 2010 la reserva natural de uso múltiple Isla Botija es un área natural protegida por ley de nivel provincial, correspondiente al Delta Bonaerense en el partido de Zárate. En 2015 se declaró Sitio Ramsar a una porción del Delta del Paraná que comprende humedales continentales de origen fluvial tanto de la provincia de Entre Ríos como la de Santa Fé, asociados a la llanura de inundación del Río Paraná, en sus tramos Medio e Inferior (**figura 3.6**). En este sector, la planicie aluvial tiene entre 20 y 40 km de ancho y está ocupada por depósitos aluviales y por cuerpos lóticos (arroyos y ríos) y leníticos (lagunas) de diferentes tamaños, con conectividades y dinámicas morfológico-sedimentarias distintas, determinadas por la dinámica fluvial. En el cauce principal hay bancos de arena e islas y existe además una densa red de cauces menores con albardones que delimitan lagunas someras y pantanos sub-circulares. Se destacan grandes lagunas que tienen escasa profundidad (2 a 3 m en aguas medias) y gran elasticidad, características relevantes para la reproducción, cría y desarrollo de peces importantes para la actividad pesquera. El área incluida en el Sitio Ramsar es considerada "de alta prioridad de conservación a escala regional" (Dinerstein *et al.*, 1995) debido a sus características ecológicas y biogeográficas y su alta biodiversidad (Malvarez *et al.*, 1991; Pereira *et al.*, 2005).

En el presente trabajo se seleccionaron algunos sitios de Delta entrerriano dentro de los límites de estas áreas protegidas.



Figura 3.6. Ubicación del Sitio Ramsar Delta del Paraná. El área sombreada con verde corresponde a la porción entrerriana del Sitio Ramsar. Dentro de este área, en líneas amarillas se muestra delimitado el Parque Nacional Pre-Delta. Imagen adaptada de Fundación para la conservación y el uso sustentable de los Humedales.

Población

Asociadas al Río Paraná y a la planicie del Delta del Paraná, se encuentran algunos centros poblados con variable cantidad de habitantes. En la **figura 3.7** se muestra la ubicación y el número de población de acuerdo al censo 2010, de las localidades que pertenecen o están asociadas al área de estudio, como son las localidades de Gualeguay, Victoria, Diamante, Ibicuy, Villa Paranacito, Ceibas, Enrique Carbó, Las Cuevas, Rincón del Doll y Médanos. Además, sobre las márgenes del Río Paraná se emplazan otros centros poblados de las provincias de Santa Fe y de Buenos Aires, con ciudades mucho más pobladas que las de Entre Ríos, como San Lorenzo (46.239 habitantes), Rosario (1.198.528), San Nicolás (145.857), Ramallo (33.042), Baradero (32.921), Zárate (98.522), Campana (94.461), Escobar (54.678), Tigre (380.709) (**Figura 3.8**) que vierten sus efluentes de forma directa o indirecta sobre el propio cauce del Río Paraná o afluentes.

Cabe destacar además, que si bien en Entre Ríos se encuentra la mayor proporción del territorio del Delta (82 %), este sector solo alberga el 16 % de la población total asociada a todo el territorio Deltaico. Por el contrario, Santa Fe, cuya proporción de Delta es 1,5 %, alberga el 51 % de la

población total en el Delta, asociado a la ciudad de Rosario. El resto corresponde a la población bonaerense.

Para la elección de los sitios de estudio se consideró la localización de estos centros urbanos, que implican una fuente de ingreso tanto de materia orgánica como inorgánica sobre las aguas del Delta.

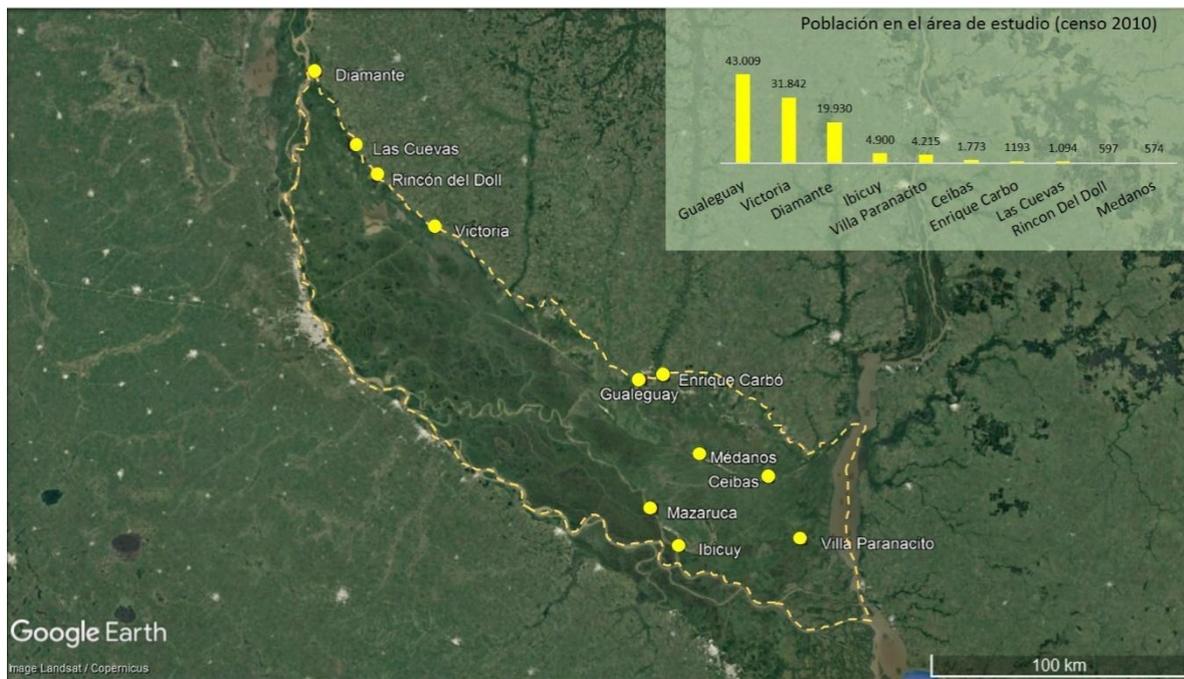


Figura 3.7. Principales localidades y población en el Delta de Entre Ríos

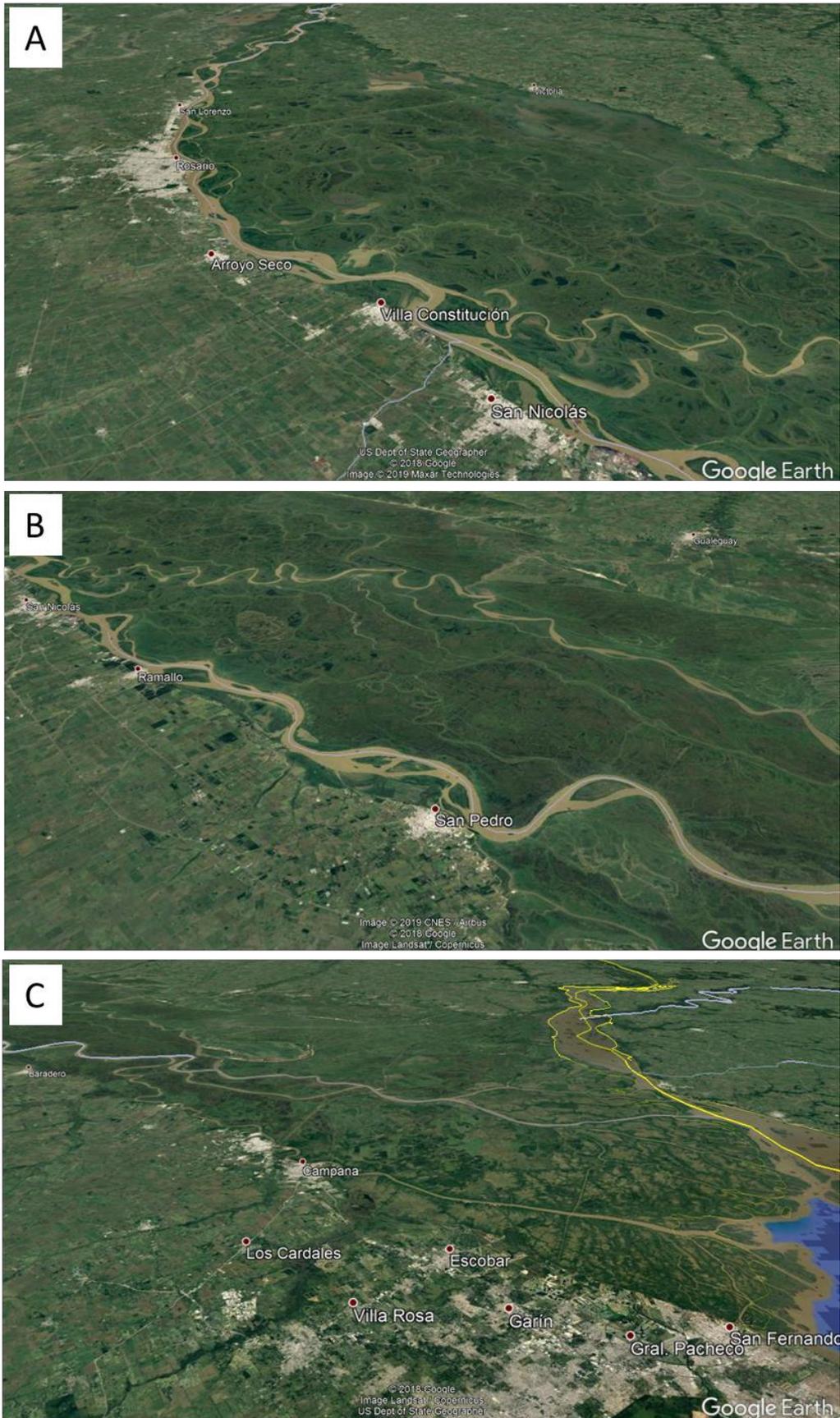


Figura 3.8. Urbanización asociada al sector superior (A), Medio (B) e inferior (C) del Delta del Paraná.

3.4 Sitios: Ubicación y descripción

Superponiendo los criterios explicados anteriormente, se seleccionaron 20 sitios de muestreo en el Delta del Paraná, los cuales se muestran en la **figura 3.9**. En la **tabla 3.1** se resumen las características principales de cada sitio. De los 20 sitios estudiados, 14 sitios corresponden al propio Delta, los cuales fueron clasificados según el sector del Delta donde se ubican, con las letras S (superior); M (medio); I (inferior) mientras que los 6 sitios restantes corresponden a cuerpos de agua que desembocan en cursos del propio Delta, identificados con las letras D (Desembocadura).

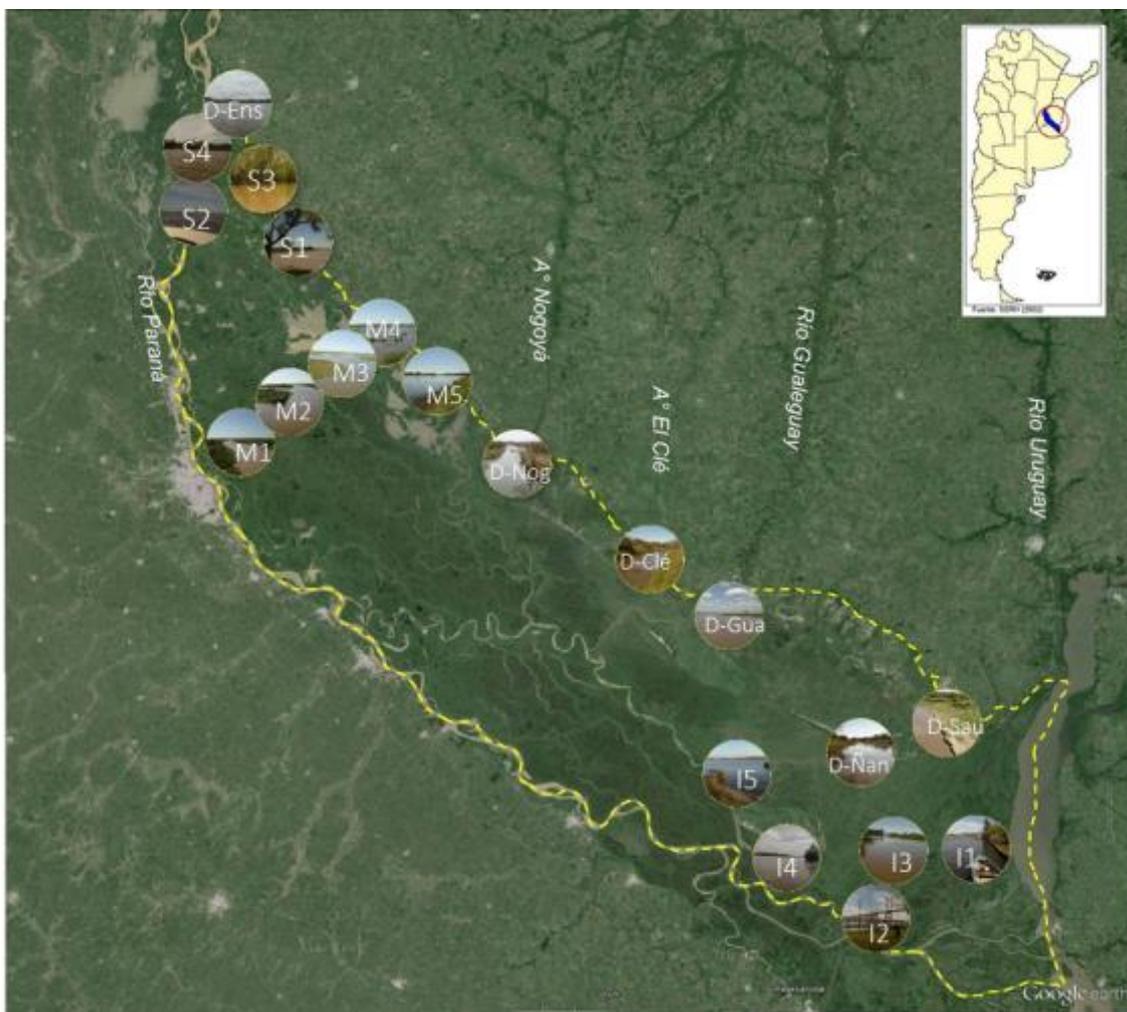


Figura 3.9. Ubicación de los sitios de estudio.

Los sitios **S1**, **S2**, **S3** y **S4** corresponden a numerosos distributarios del Río Paraná que cruzan la planicie aluvial en el cambio de dirección que da inicio a la región. Constituyen un intrincado patrón de espiras de meandro, así como albardones altos en algunos tramos de su curso.

Particularmente, el **S2** corresponde al cauce principal del Río Paraná. El **M1** se ubica en una secuencias de altos y depresiones, con porciones inundables en forma temporaria a permanente y lagunas en las partes más deprimidas. Presenta procesos actuales de sedimentación y erosión del Río Paraná y sus principales distributarios en la planicie aluvial. El **M2** se ubica en una planicie de muy escasa pendiente con cauces de riberas planas y bajas que disectan la vasta extensión de bañados de la planicie inundada. Los sitios **M3, M4 y M5** están sobre cursos de agua de dirección NO-SE bordeados por albardones bajos y extensas lagunas que están rodeadas por áreas de bañado. El sitio **M4** particularmente, se encuentra próximo a la ciudad de Victoria. Los sitios **I1, I2, I3, I4 y I5** corresponden a la única porción Deltaica en sentido estricto, lo que determina condiciones de mayor humedad y mayor permanencia de agua en los suelos (Malvárez, 1997). Esta última zona ha sido muy modificada en las últimas décadas en cuanto al uso del suelo e hidrología (Sica *et al.*, 2016).

Los sitios **Nog, Clé, Gua** corresponden a las desembocaduras del A° Nogoyá, A° Clé y Río Guaqueguay, respectivamente. Mientras que **Ñan, Ens, Sau** corresponden a cursos menores (A° Ñancay, A° Ensenada y A° Sauce) con cabeceras fuera del Delta, que desembocan o atraviesan el Delta. En la **figura 3.10** se muestran imágenes de cada sitio.

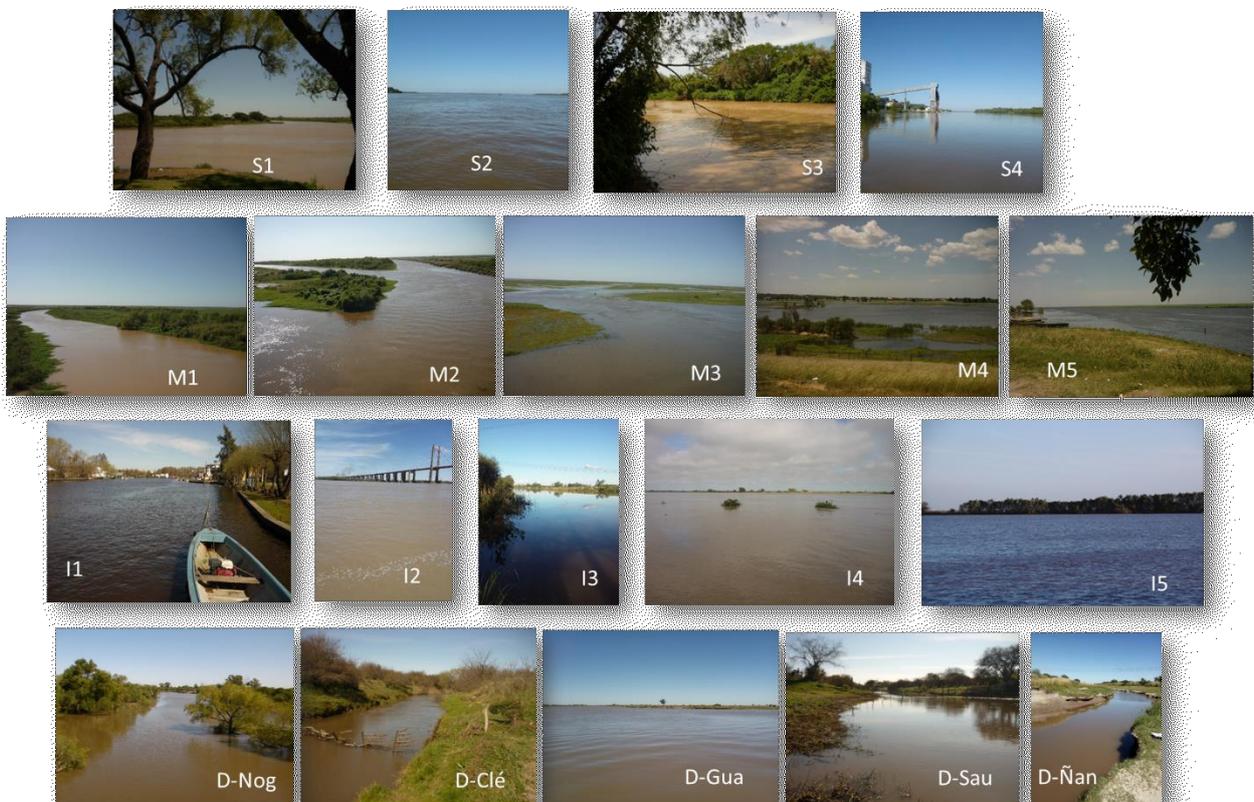


Figura 3.10. Imágenes de los sitios de estudio

Tabla 3.1. Características de los sitios de estudio

Sector	Código Sitio	Nombre	Latitud	Longitud	Proximidad a la ciudad mas cercana	Unidad de paisaje en la que se ubica el sitio, (según Malvarez 1997)
Superior	S1	A° Doll	32°20'10.91"S	60°29'11.04"O	32 km (Diamante)	A - Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros
	S2	Cauce ppal. Río Paraná	32° 9'15.42"S	60°42'24.12"O	11 km (Diamante)	
	S3	A° La Azotea	32° 8'55.92"S	60°35'53.10"O	10 km (Diamante)	
	S4	Río Paraná (Puerto Diamante)	32° 4'21.31"S	60°39'39.19"O	2 km (Diamante)	
Medio	M1	A° San Lorenzo	32°48'1.77"S	60°30'3.14"O	20 km (Rosario)	E - Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná
	M2	A° Barrancoso	32°45'55.20"S	60°25'48.22"O	28 km (Victoria); 27 km (Rosario)	D - Praderas de antigua llanura de mareas
	M3	A° Carbón Grande I	32°39'16.95"S	60°13'54.15"O	8 km (Victoria)	B - Isletas de praderas de albardones bajos
	M4	A° El Ceibo	32°37'20.93"S	60°11'30.83"O	3 km (Victoria)	
	M5	Laguna del Pescado	32°41'21.69"S	60° 5'32.87"O	6 km (Victoria)	
Inferior	I1	A° Paranacito	33°42'53.34"S	58°39'11.61"O	0 km (Villa Paranacito)	I - Pajonales y bosques del Bajo Delta
	I2	Río Paraná Guazú	33°54'44.26"S	58°52'53.16"O	24 km (Zárate)	
	I3	A° Ibicuycito	33°50'5.59"S	58°52'38.47"O	25 km (Paranacito); 27 km (Ibicuy); 31 km (Zárate)	
	I4	Río Ibicuy (Puerto Ibicuy)	33°46'2.87"S	59°10'37.37"O	3 km (Ibicuy)	Margen entre D H I (H - Praderas de la isla de Ibicuy)
	I5	Río Ibicuy (Mazaruca)	33°36'47.85"S	59°17'21.90"O	19 km (Ibicuy); 0 km (Mazaruca)	Margen entre D H C3 (C3 - Bosques, praderas y arroyos de cordones y depresiones)
Afluentes	D-Ens	A° Ensenada	32° 2'23.40"S	60°38'44.76"O	2,5 km (Diamante)	A - Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros
	D-Nog	A° Nogoyá	32°51'2.60"S	59°51'19.58"O	38 km (Victoria); 50 km (Nogoyá)	G - Arbustales de antiguos deltas
	D-Clé	A° El Clé	33° 8'1.08"S	59°27'31.80"O	14 km (Guaeguay)	
	D-Gua	Río Guaeguay (Puerto Ruiz)	33°13'22.48"S	59°21'46.38"O	9 km (Guaeguay)	
	D-Ñan	A° Ñancay	33°23'3.19"S	58°44'28.66"O	14 km (Ceibas)	F - Praderas y sabanas de la antigua laguna litoral
	D-Sau	A° El Sauce	33°29'0.52"S	58°56'37.02"O	14 km (Ceibas)	C2 - Praderas con isletas de bosque de cordones y depresiones

3.5 Muestreo

Diseño de muestreo

De acuerdo a los criterios planteados en la **sección 3.3**, se diseñó un muestreo de aguas superficiales del Delta donde el espacio y tiempo fueron las principales variables experimentales o tratamientos. Este tipo de diseño es muy habitual en la ecología fluvial (Norris *et al.*, 1992). Se realizaron 8 campañas de muestreo durante 3 años, en los 20 sitios seleccionados, llevadas a cabo en Agosto-2014, Noviembre-2014, Febrero-2015, Junio-2015, Noviembre-2015, Marzo-2016, Julio-2016 y Diciembre-2016. Se recogieron un total de 405 muestras, de las cuales se obtuvieron un total de 5727 registros de los parámetros de estudio.

En las campañas Ago-2014, Nov-2014, Jul-2016 y Dic-2016 no se pudieron tomar muestras de los sitios I4 e I5 por problemas de transporte y acceso a los sitios. El sitio S2 (cauce del Río Paraná), en dos oportunidades (Feb-2015 y Jul-2016) no pudo ser muestreado ya que no hubo disponibilidad de la lancha para acceder al sitio. El sitio D-Sau, se encontró seco, o con bajo nivel de agua en las campañas siguientes a la de Feb-2015, por lo que no se tomaron muestras posteriormente a esa fecha. En cuanto a la campaña de marzo-2016, esta se correspondió con el evento El Niño (OS) (2015/2016), que provocó un ascenso general del nivel del agua en todo el Delta, imposibilitando la toma de muestras en algunos sitios del sector inferior, donde se accedía a los sitios por costa. La tabla del **ANEXO III-A** resume el tipo de información obtenida en cada sitio y muestreo.

Por otra parte, teniendo en cuenta la importancia del Río Gualeguay como tributario al sistema Delta y como eje hidrográfico principal de la provincia de Entre Ríos, se realizó un diseño de muestreo en el tramo final de este Río, con el objetivo de evaluar la dinámica de la incorporación de sus aguas al Delta, en cuanto al aporte de nutrientes y otros parámetros fisicoquímicos. Para esto se seleccionaron 11 sitios de muestreo en el tramo final del Río Gualeguay, desde Puerto Ruiz (Gualeguay) hasta su desembocadura en el Río Paraná, donde atraviesa aproximadamente 40 km en el Delta Medio. Se seleccionaron 6 sitios en el curso principal del Río Gualeguay (Gua-1 a Gua-6), 1 sitio en la desembocadura del A° Clé, 1km antes de su ingreso al Río Gualeguay (D-Clé); 2 sitios en el curso principal del Río Paraná (Paraná aguas arriba y Paraná aguas abajo), 1 sitio sobre el A° Tala, y un sitio sobre el humedal (**figura 3.11**).

El criterio de selección de los sitios de estudio se basó en el objetivo de poder evaluar el último tramo del Río Gualeguay en su ingreso al Delta, seleccionando sitios aproximadamente

equidistantes, considerando los aportes de la subcuenca del A° Clé y considerando el río receptor (Río Paraná) tanto aguas arriba como aguas abajo de la desembocadura del Río Gualeguay. Además, se consideró evaluar las características de un arroyo tributario del sistema Paraná, y un humedal drenado por sus aguas, y expuesto a ganadería extensiva intermitente. Dada la variabilidad de los pulsos de inundación, se realizó un diseño de muestreo de manera tal que se pudiera evaluar en distintos momentos del año, con distintas características hidrológicas y estacionales. Los muestreos se llevaron a cabo en dos campañas: Septiembre de 2017 y en Marzo de 2018.

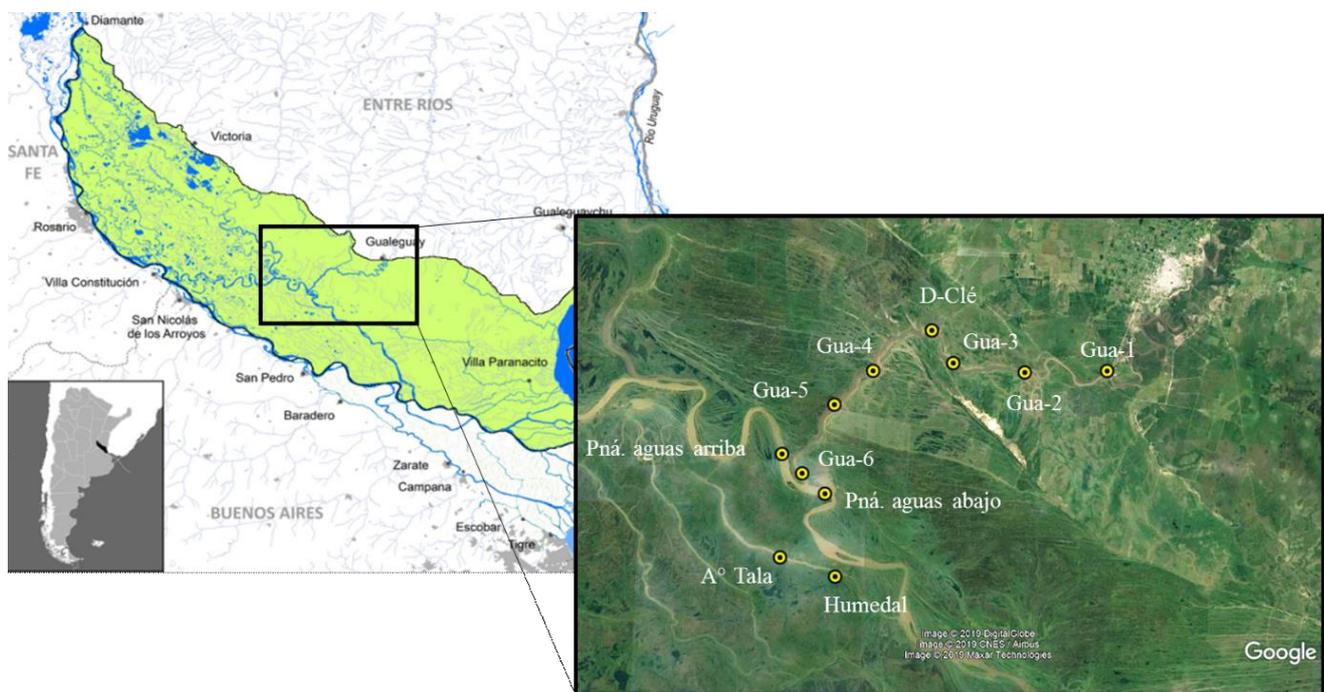


Figura 3.11. Sitios de estudio en el tramo final del Río Gualeguay.

Logística de muestreo

La logística de muestreo, entendida como el conjunto de los medios y métodos que permiten llevar a cabo los objetivos de muestreo planteados, fue fundamental para lograr la materialización de los mismos. Dada la extensión del territorio y la escala de estudio (300 km de NO a SE), fue indispensable contar con medios de transporte terrestres, así como también de transporte acuático para el caso de los sitios insulares o inaccesibles por vía terrestre. El equipo de INTA proveyó de camionetas, autos y lanchas para este fin, como así también el personal técnico con conocimientos territoriales para llevar adelante los muestreos. La logística consistió además de la coordinación con cada una de las oficinas, agencias o experimentales de INTA ubicadas en puntos

estratégicos en distintos sectores cercanos a los sitios propuestos, desde donde se iniciaban las salidas a cada uno de los sitios. Desde la agencia de Diamante y experimental Paraná se realizaron los muestreos de los sitios S1-S4 y D-Ens; desde la agencia de Victoria se realizaron los muestreos de los sitios M1-M5, desde la agencia de Gualeguay se realizaron los muestreos de los sitios D-Gua, D-Clé, D-Nog; desde la agencia de Ibicuy se realizaron los muestreos de los sitios I3, I4 e I5 y desde la agencia de Gualeguaychú/Urduyain se realizaron los muestreos de los sitios D-Ñan, D-Sau, I1, I2. También fue parte de la logística el traslado y conservación de muestras. Para esto se contó con el almacenamiento en las distintas agencias y posterior traslado al laboratorio del CIM en La Plata, por distintos medios. Es interesante resaltar la importancia de la logística y coordinación de los muestreos en este tipo de estudio que requiere del esfuerzo de distintos actores, tanto a lo largo y ancho del área de estudio, como la constancia en el tiempo. Particularmente, los muestreos realizados en el tramo final del Río Gualeguay, se llevaron a cabo en conjunto con el grupo de Economía y Sistemas de la Estación Experimental INTA-Paraná, quienes proveyeron el transporte por tierra y por agua.

En el **ANEXO III-B**, se muestran 2 links con material audiovisual, que muestran algunas características de la zona de estudio, así como de la metodología llevada a cabo en los sitios de estudio. Estos videos fueron realizados en el marco de la presente tesis, en conjunto con integrantes del proyecto Pret-Delta INTA, para los programas de TV: la liga de la Ciencia y Pampero TV.

Metodología de muestreo

En todos los sitios y campañas de muestreo se tomaron muestras de agua subsuperficial (20-60 cm de profundidad) por triplicado, en el interior del cauce, desde puente, muelle, canoa o lancha (**figura 3.12**). Las muestras de los tributarios se tomaron unos kilómetros antes de la desembocadura para evitar la posible toma de agua del río principal en momentos de aguas bajas. La toma de muestras se realizó con un recipiente de polipropileno de 2 litros y cada toma fue independiente para las distintas réplicas. Las muestras fueron dispuestas en 2 botellas de polipropileno por réplica (una botella de 500 ml destinada a la medición de parámetros en agua total, y otra de 250 ml para medición de parámetros en fase disuelta). Todos los recipientes fueron previamente enjuagados 3 veces con el agua de muestra. Una vez recogidas las muestras, fueron almacenadas en conservadoras portátiles oscuras, y finalmente transportadas al laboratorio. La fracción de agua total (250 ml) de cada réplica, destinada al análisis de parámetros disueltos, fue

filtrada a través de filtro de acetato de celulosa de 0,45 μm de poro. Las muestras filtradas fueron almacenadas a -20°C hasta ser analizadas.

En cada sitio se realizaron determinaciones *in-situ* de parámetros fisicoquímicos: Oxígeno Disuelto (OD), pH, Conductividad eléctrica (CE), Temperatura (T). En el laboratorio se analizaron los parámetros: Alcalinidad total (CO_3^{2-} and HCO_3^{-}), Dureza total (Ca^{2+} y Mg^{2+}), Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Disueltos (STD), Sólidos Suspendidos totales (SS). Nutrientes: Fosforo total (PT), Fósforo reactivo soluble (PRS), Nitritos (N-NO_2^{-}), Nitratos (N-NO_3^{-}), Amonio (N-NH_4^{+}) y Demanda Química de Oxígeno (DQO).



Figura 3.3. Imágenes de la metodología de muestreo

3.6 Metodología analítica

Parámetros fisicoquímicos *in-situ*

Las mediciones de los parámetros fisicoquímicos Oxígeno Disuelto, Conductividad, pH y Temperatura fueron realizadas con equipo multiparamétrico Lutron® WA-2017SD, utilizando los electrodos respectivos oxímetro OXPB-11, Conductímetro CDPB-03, y pHmetro PE-03 con compensación automática de temperatura. Para la calibración de Conductividad y pH se utilizaron soluciones patrón con valores cercanos a los típicamente detectados en las aguas de estudio. El parámetro Oxígeno Disuelto se calibró con la concentración de oxígeno atmosférico (21 %).

Parámetros fisicoquímicos medidos en el laboratorio

Alcalinidad

La alcalinidad total se determinó siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005) método

2320b, por titulación con una solución estándar de ácido clorhídrico a los puntos de equivalencia del carbonato y bicarbonato. Para determinarla se emplearon sucesivamente los reactivos indicadores fenolftaleína y verde bromocresol. Estas determinaciones se realizaron dentro de las primeras 24 horas a partir de la colecta, por la interacción con el dióxido de Carbono atmosférico (CO₂). Los resultados se expresan como alcalinidad total en mg CaCO₃/l.

$$\text{Alcalinidad Total} = V_t \times N \times 50000 / \text{ml de Muestra utilizada}$$

Donde:

V_t = Volumen Total de HCl gastado en la Titulación (Volumen a la Fenolftaleína + Volumen al verde de Bromocresol)

N = Normalidad del HCl.

Dureza

La dureza total fue determinada siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 2340-C por titulación con EDTA (Ácido Etilendieminotetraacético), que forma un quelato soluble con los cationes metálicos como el calcio y el magnesio. Para su determinación, se agrega una cantidad de indicador Negro de Eriocromo T a una muestra acondicionada a pH=10 ± 0,1 que posteriormente al titular con EDTA, vira al azul por quelación de los cationes correspondientes, permitiendo la valoración de los mismos.

$$\text{Dureza (mg CaCO}_3\text{/l)} = (V(\text{EDTA}) * F * 1000) / \text{ml muestra}$$

Donde:

V_{EDTA} = ml EDTA consumido.

F = mg CaCO₃ por ml de EDTA.

Demanda química de oxígeno

El método empleado se basa en la reacción de los compuestos orgánicos oxidables, con un oxidante fuerte como el dicromato de potasio, en medio ácido sulfúrico con Ag⁺ como catalizador y la determinación por colorimetría de la cantidad de dicromato consumida en este proceso. Los compuestos orgánicos oxidables actúan reduciendo el dicromato, Cr (VI), a ion Cr⁺³. La cantidad de dicromato consumido proporciona una medida de la concentración de contaminantes en el agua. La utilización de la colorimetría (absorción visible-ultravioleta) para la determinación de la DQO en esta práctica se basa en los diferentes espectros de absorción del Cr (VI) (de color naranja,

que absorbe en longitudes de onda en torno a 440 nm) y el Cr^{+3} (de color verde, absorbe en torno a 600 nm), por lo que ambas especies se pueden detectar independientemente. La calibración de la técnica se realiza con soluciones patrón de Ftalato potásico ($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$), cuya DQO es bien conocida. Con estas soluciones patrón se construye la recta de calibración, cuya ecuación de calibración permite determinar la DQO (en mg/l de O_2) de la muestra problema. Esta técnica se llevó a cabo siguiendo la técnica estandarizada de APHA (2005), método 5220-D. Para esto se utilizó una placa calefactora a 150 °C y las determinaciones colorimétricas se realizaron en espectrofotómetro UV-VIS Shimadzu model UV-1203.

Sólidos

Los **sólidos totales** se definen como la materia que permanece como residuo después de la evaporación y secado de una muestra de agua a 103 – 105 °C. El valor de los sólidos totales incluye sólidos disueltos (porción que pasa a través del filtro de 0,45 μm) y no disuelto (porción de sólidos totales retenidos por un filtro de 0,45 μm). Los sólidos secados entre 103-105 °C pueden retener aguas de cristalización y también algo de agua ocluida.

La determinación de sólidos totales se llevó a cabo siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 2540-B. Para esto se tomó una alícuota de 200 ml de muestra recientemente agitada. Se evaporó el agua en baño de arena y posteriormente se secó en estufa a 105 °C. Se dejó enfriar en desecador y luego se registró el contenido de sólidos totales por diferencia de peso en balanza analítica.

$$\text{Sólidos Totales (mg/l)} = (A - B) * 1000 / \text{volumen muestra (l)}$$

Donde:

A: Peso final de la cápsula con el residuo seco (g).

B: Peso inicial de la cápsula tarada (g).

La determinación de sólidos en suspensión se llevó a cabo siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 2540-D. Este es un método gravimétrico que se basa en la retención de las partículas sólidas en un filtro de fibra de vidrio o acetato de celulosa a través del cual se hace pasar la muestra de agua; el residuo que queda retenido se seca en estufa a 103-105 °C. El incremento en el peso del filtro representa la cantidad de sólidos suspendidos totales.

$$\text{Sólidos en suspensión (mg/l)} = (A - B) x 1000 / \text{volumen muestra (l)}$$

Dónde:

A = Peso del filtro con los sólidos en suspensión (g).

B = Peso del filtro vacío (g).

Tanto para la medición de sólidos totales como sólidos en suspensión se almacenaron las muestras en botellas de polipropileno a 4 °C y en oscuridad, para detener los procesos de actividad microbiana y evitar el crecimiento de algas mientras la muestra está almacenada.

La concentración de **sólidos totales disueltos** se estimó por diferencia entre los sólidos totales y los sólidos en suspensión.

Los **sólidos volátiles**, o también conocidos como pérdida por ignición, es la porción de la materia orgánica que puede eliminarse o volatilizarse cuando se quema en un horno mufla a una temperatura de 550 °C. El contenido de sólidos volátiles se interpreta en términos de materia orgánica, teniendo en cuenta que a 550 ± 50 °C la materia orgánica se oxida formando gases y agua. Sin embargo, la interpretación no es exacta puesto que la pérdida de peso incluye también pérdidas debido a descomposición o volatilización de ciertas sales minerales como por ejemplo las sales de NH₄⁺ o carbonato de magnesio.

$$\text{Sólidos volátiles (mg/l)} = [(A - B) \times 1000] / \text{volumen muestra (l)}$$

Dónde:

A= Peso final de la cápsula con el residuo seco a 105 °C (g).

B= Peso final de la cápsula con el residuo seco a 550 °C (g).

Los **sólidos fijos** son el residuo de los sólidos totales, disueltos o suspendidos, después de llevar una muestra a sequedad durante un tiempo determinado a 550 °C. Es una medida indirecta de la materia inorgánica. Sin embargo, no es posible distinguir totalmente entre la materia orgánica y la inorgánica debido a que algunas sales minerales se descomponen o volatilizan.

$$\text{Sólidos fijos (mg/l)} = [(A - B) \times 1000] / \text{volumen muestra (l)}$$

Dónde:

A= Peso de la cápsula + residuo seco a 550 °C (g)

B= Peso de la cápsula vacía (g).

Resultados inferiores a 10 mg/l se reportarán con una cifra decimal, los restantes se redondearán a la unidad. Los resultados inferiores a 1 mg/l se informan como <LD

Las determinaciones de sólidos fijos y volátiles se llevaron a cabo siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 2540-E.

Nutrientes

Nitrato (N-NO₃⁻)

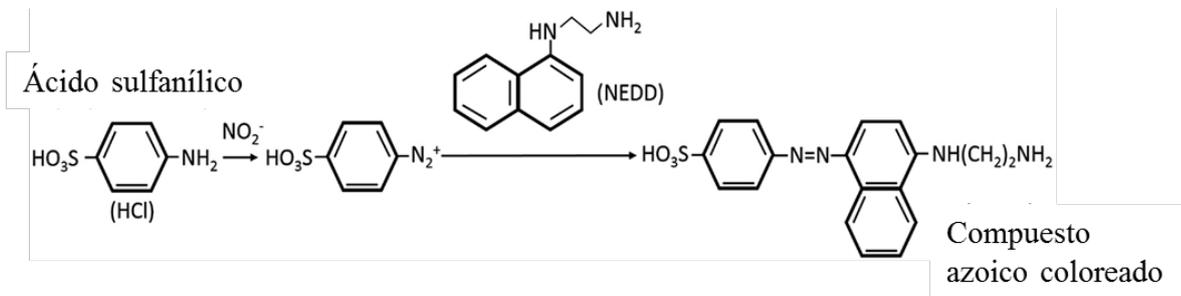
El método comúnmente utilizado para la determinación de N-NO₃⁻, se basa en la reducción de NO₃⁻ a NO₂⁻ con Cadmio granular tratado con Sulfato de Cobre e introducido en una columna de vidrio (Reacción 1), seguido por la diazotación con sulfanilamida y acomplejamiento con N-(1-naftil) etilendiamina diclorhidrato (NEDD) para dar un compuesto azóico fuertemente coloreado, que es medido colorimétricamente a 543 nm (Reacción 2). El rango aplicable de este método es 0,01 a 10 mg N-NO₃⁻/l. El método es recomendado especialmente para niveles de NO₃⁻ debajo de 0,1 mg N/l, donde otros métodos carecen de una sensibilidad adecuada.

Las muestras se filtran previamente por una membrana de 0,45 µm para evitar la restricción de flujo en la columna por el material en suspensión.

La determinación de NO₃⁻ se llevó a cabo siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 4500-B.

Se debe tener en cuenta que cuando se analiza N-NO₃⁻, mediante esta técnica se está analizando también N-NO₂⁻. El resultado implica la suma de N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻. Sin embargo, en los casos positivos de N-NO₂⁻, esta especie se restó. De manera que se presentarán los datos como N-NO₃⁻.





(2)

Nitrito (N-NO_2^-)

El nitrito (N-NO_2^-) se determinó mediante la formación de un colorante azo de color púrpura rojizo por reacción de diazotación-coplación de sulfanilamida con diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina (NED diclorhidrato) a pH entre 2,0 y 2,5.

La determinación se realizó mediante la misma reacción de diazotación que para N-NO_3^- (reacción 2). Esta determinación se llevó a cabo siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 4500- NO_2^- B, el cual es adecuado para determinar N-NO_2^- en concentraciones de 10 a 1000 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$. Límite de detección y cuantificación: 10 $\mu\text{g/l}$.

Amonio (N-NH_4^+)

El NH_4^+ reacciona con fenol e hipoclorito en medio alcalino, en presencia de Nitroprusiato de sodio, produciendo un complejo coloreado Azul de Indofenol, que se determina colorimétricamente (Wetzel y Likens, 1991) (Reacción 3). Las mediciones se realizan a 630 nm ya que el método resulta más sensible, aún para pequeñas cantidades, porque la absorptividad molar aumenta a más del doble. El rango de medición es de 10 a 1000 $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{l}$. Las determinaciones se llevaron a cabo siguiendo la metodología estandarizada de APHA (2005), método 4500-F. Para estas determinaciones se utilizaron los reactivos comerciales de "Uremia", de Wiener Lab. Baño de agua a 35-40 °C.

3)



(3)

Fósforo (P)

El método se basa en la reacción del ión fosfato con molibdato (MoO_4)²⁻ que da lugar a un heteropoliácido fosfomolibdato ($[\text{PO}_4 \bullet 12\text{MoO}_3]^{3-}$). Este último por reducción con cloruro estannoso origina un compuesto denominado "azul de molibdeno" que absorbe a 690 nm (reacción 4). Sólo las formas de ortofosfato forman dicho complejo.



La determinación de **fósforo total (PT)** se realizó en dos etapas: (a) digestión con persulfato de amonio y ácido sulfúrico para destruir la materia orgánica de la muestra, rompiendo las ligaduras orgánicas del fósforo (C-P y/o C-O-P) e hidrolizando los polifosfatos a ortofosfatos, y (b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto.

El **fósforo disuelto (PRS)** se determina en el filtrado de la muestra de agua (utilizando un filtro de 0,45 μm de diámetro de poro). El rango de concentraciones de la técnica se encuentra entre 0,01 y 1,0 mg P- PO_4^{3-} /l. La determinación consistió en la reducción con cloruro stannoso seguido de la determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto (método 4500-PC, APHA (2005)).

La **figura 3.13** muestra algunos materiales, instrumentos y técnicas utilizadas.



Figura 3.4. Materiales, instrumentos y técnicas analíticas.

3.7 Análisis de datos y herramientas estadísticas

Unidades y cifras utilizadas

Los resultados de nutrientes se expresan en forma de $\mu\text{g/l}$ de cada elemento correspondiente a cada especiación: N en forma de nitrato (N-NO_3^-), N en forma de nitrito (N-NO_2^-), N en forma de amonio (N-NH_4^+) y P en forma de fósforo reactivo soluble, o fósforo total (PT). Además, a partir de las variables originales (primarias), se obtuvieron nuevas variables (secundarias). La concentración de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) se obtuvo a partir de la suma de las especiaciones principales del N en agua, $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+$, que también se expresa en $\mu\text{g/l}$. Para evaluar las relaciones NID : PRS, PRS : PT, N-NO_3^- : NID, N-NO_3^- : N-NH_4^+ se calcularon $\mu\text{mol}:\mu\text{mol}$ por lo que los datos se transformaron previamente. Para las comparaciones con otras cuencas/ríos también se realizaron estas transformaciones (u otras) para que los valores sean comparables según las unidades utilizadas.

Análisis de datos, descriptores utilizados

Se utilizó como límite de detección (LD) a la cantidad de concentración de analito que proporciona una señal igual a la señal del blanco, y_B , más tres veces la desviación estándar del blanco, s_B . El método IUPAC utiliza como fuente de variabilidad de las señales, la desviación estándar del blanco. Como límite de Cuantificación (LC) se utilizó la cantidad más pequeña de un analito que se pueda cuantificar confiablemente por el instrumento. Generalmente se acuerda la cuantificación como la señal para una concentración igual a 10 veces la desviación estándar del blanco.

La exactitud y la precisión de cada método se evaluaron empleando patrones comerciales de diferentes concentraciones. La precisión indicada para cada método es la desviación típica de los resultados obtenidos en el análisis de 10 repeticiones de soluciones patrón con un lote de reactivos representativo. Dada la escala espacial y temporal en la que se plantea el estudio, se utilizó el redondeo de cifras decimales, excepto para los parámetros T, OD, pH y N-NO_2^- . En la **tabla 3.2** se presenta la información analítica de cada parámetro.

Tabla 3.2. Información analítica de cada parámetro.

Parámetro	Técnica / tipo de medición	LD	Precisión	Rango
T (°C)	Electrodo	---	± 0,1	0 a 60 °C
pH	Electrodo	---	± 0,05	1 a 13
CE (µS/cm)	Electrodo	20	± 0,1	20-200.000 µS/cm
DO (mg/l)	Electrodo	0,4	± 0,4	0 a 20,0 mg/l.
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	Titulación	10	4 % bajo std de 120 mg/l CaCO	10 a 500 mg/l CaCO
Dureza (mg/l CaCO ₃)	Titulación	10	0,29 % bajo std de 200 mg/l CaCO	1 a 600 mg/l CaCO
N-NO ₃ ⁻ (µg/l)	Reducción con Cd/Diazotación-copulación/Espectrofotometría	15	1,6 % bajo Std 240 ug/l N-NO -	10 a 1.000 ug N-NO ₃ ⁻ /l
N-NH ₄ ⁺ (µg/l)	Reacción con fenol-hipoclorito/Espectrofotometría	10	15 % bajo Std 100 ug/l N-NH +	10 a 1.000 µg N-NH ₃ /l
N-NO ₂ ⁻ (µg/l)	Diazotación-copulación/Espectrofotometría	6	1,7 % bajo Std 20 ug/l N-NO -	6 a 200 ug N-NO ⁻ /l
PT (µg/l)	Digestión ácida/Reacción con molibdato/Espectrofotometría	10	13 % bajo Std 200 ug/l P	10 y 1000 ug P-PO ₄ ⁻³ /l
PRS (µg/l)	Reacción con molibdato/Espectrofotometría	10	2,5 % bajo Std 600 ug/l P	10 y 1000 ug P-PO ₄ ⁻³ /l
DQO (mg/l)	Oxidación/Espectrofotometría	10	11,7 % bajo Std de 10 mg/l	10-150 mg/l
ST (mg/l)	Diferencia de peso a 105 °C	---	10 % bajo Std de 100 mg/l	---
SS (mg/l)	Filtración por 0,45 µm/Diferencia de peso a 105 °C	---	10 % bajo Std de 242 mg/l	---
STF (mg/l)	Diferencia de peso a 550 °C	---	6,5 % bajo std de 170 mg/l	---
STV (mg/l)	Diferencia de peso 105 °C - 550 °C	---	6,5 % bajo std de 170 mg/l	---

Para el análisis de datos, se utilizaron la media y en ocasiones la mediana como parámetros descriptivos de poblaciones. Dado que se analizan resultados de una cuenca fluvial extensa, en muchos casos se encuentran valores extremos para algunas variables. Estos valores son detectados por los programas estadísticos como *outliers* o como valores extremos y son aquellos que superan la amplitud del intervalo central de la distribución de los datos en torno a la media en 1,5 o 3 veces, respectivamente (StatSoft, 2001). Estos valores generalmente se asocian a fenómenos extremos o situaciones particulares que serán discutidas cuando corresponda. Por otra parte, estos datos, en muchos casos desplazan la media considerablemente, por lo que la mediana se utilizará como un descriptor más robusto de esa variable en dichos casos.

La descripción de una variable o población de datos se presenta considerando el mínimo, cuartil inferior, media, mediana, cuartil superior y máximo. La desviación típica (SD) y la varianza, se presentan como información del grado de dispersión de la población de datos en torno a la media, que será especialmente útil para comparar la dispersión de los resultados de la misma variable separada en diferentes grupos (ej: campañas de muestreo o sitios de muestreo). Además, se calculó el coeficiente de variación (CV). Este coeficiente permite comparar el grado de dispersión de las muestras o de las variables evitando problemas de diferente dimensión o magnitud, y será especialmente útil para comparar la variación entre distintas variables. A mayor valor del coeficiente de variación, mayor heterogeneidad de los valores de la variable. Los datos fueron verificados para determinar la normalidad y la homoscedasticidad mediante las pruebas de Shapiro Wilk y Bartlett, respectivamente.

Las relaciones entre las variables se evaluaron mediante la prueba de correlación de rango de

Spearman porque en muchos casos las variables estudiadas no cumplieron con los supuestos para utilizar pruebas paramétricas (Siegel, 1956). La prueba de rango de Wilcoxon se usó para evaluar las diferencias de los parámetros estudiados entre los niveles de agua medio y alto, y se realizó un análisis de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias entre los sitios, sectores o campañas.

Para obtener las curvas de calibración y observar relación entre variables se realizaron regresiones lineales entre la variable independiente (predictora) y la variable dependiente (respuesta). Además del valor de p , se obtuvo el valor r^2 que indica la proporción de varianza que absorbe el modelo. Con el fin de explorar y detectar relaciones entre variables y su grado de asociación, se realizaron análisis de correlación utilizando los coeficientes de Spearman.

Para la realización de los análisis estadísticos de esta tesis se han empleado los paquetes estadísticos STATISTICA 6.0 (StatSoft, 2001), INFOSTAT (2008), SIGMAPLOT.

En todos los casos se trabajó con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Técnicas exploratorias multivariadas

Con el fin de reducir la dimensión del número de variables originales y observar tendencias generales de las mismas, tanto a nivel espacial como temporal, se realizaron análisis de componentes principales (PCA). Los factores significativos se seleccionaron según el principio de Kaiser de aceptar valores de Eigenvalues > 1 (Quinn y Keough, 2002). El objetivo de este análisis es reducir la dimensión de una matriz multivariante obteniendo nuevas variables sintéticas que integren la información de varias de las variables originales con la menor pérdida posible de información. El análisis proporciona los datos de la varianza absorbida por cada uno de los nuevos factores generados y el valor de correlación de los mismos con las variables originales.

Se realizaron análisis jerárquicos aglomerativos de clasificación como una técnica exploratoria y/o descriptiva con el objetivo de agrupar los casos en función de su similitud multivariante. Se utilizaron distancias euclídeas o de Mahalanobis (en el caso de que existiera correlación entre las variables) y se realizó un árbol de clasificación o dendrograma empleando el método de Ward (1963).

Datos de hidrología

Se obtuvo información hidrológica de 7 estaciones hidrometeorológicas pertenecientes al área de estudio consultada en el Centro de Informaciones Meteorológicas (CIM), Prefectura Naval

Argentina (PNA), Red Hidrometeorológica Nacional (BDHI) y de la Comisión Nacional del Río Bermejo (COREBE, 2017). Debido a que, en general, no se cuenta con suficiente información acerca de los caudales de los cursos estudiados, se utilizó la altura del agua como parámetro de los cambios hidrológicos (de Cabo *et al.*, 2003).

En casos donde se contó con información de caudal, se calcularon los flujos de materia como: $\text{Flujo de X} = \text{Concentración} * Q = (\text{mg/l}) * (\text{l/s}) = \text{mg/s de X}$. Este dato se puede extrapolar a un periodo de tiempo determinado suponiendo condiciones promedio. De la misma manera, en los casos en que se contó con información, se calculó la materia exportada por unidad de superficie y segundo (flujo por superficie). Consiste en dividir el flujo por la superficie drenada, obteniendo una nueva variable que se expresa como g/ha.s de un compuesto X.

Mapas e Imágenes satelitales

Con el fin de mapear y generar información de base como soporte para la gestión del territorio, se elaboraron mapas con la información obtenida en el presente trabajo y consultada en la bibliografía, en colaboración con el grupo de Recursos Naturales de la Estación Experimental de INTA-Paraná. Se utilizaron Sistemas de Información Geográfica (SIG) con el programa QGIS 2.12.3. Se consultaron diversos mapas geológicos, hidrológicos, de suelos, de usos del territorio, topográficos y de calidad de agua a partir del visor GeoInta e información complementaria (RIAN, 2006). Además se utilizaron imágenes satelitales Landsat 8 OLI_TIRS-Natural (USGS) para identificar los pulsos de inundación y la superficie cubierta por agua en cada una de las fechas de muestreo, acompañadas por el hidrograma correspondiente.

CAPÍTULO 4

Niveles de nutrientes y otras variables físico-químicas en las aguas del Delta

La caracterización fisicoquímica de los ríos es uno de los aspectos más importantes que no sólo ayuda a comprender el funcionamiento, las características de los ecosistemas y los usos del agua, sino que permite además detectar cambios espaciotemporales. En este capítulo se exponen los resultados de los análisis de nutrientes y parámetros físico-químicos correspondientes a los sitios del Delta del Paraná, durante 3 años. El capítulo está centrado en conocer las concentraciones y la variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas generales, materia orgánica, sólidos y nutrientes de los cuerpos de agua en los sitios de estudio, caracterizar las aguas en un contexto biogeoquímico, relacionar las variables y comparar los resultados con otras cuencas y Deltas del mundo.

Los objetivos específicos de este capítulo son:

- Presentar los resultados generales de caracterización de las aguas fluviales del Delta del Paraná en cuanto a nutrientes (N-NO_3^- , N-NO_2^- , N-NH_4^+ , PT, PRS), materia orgánica (DQO), Sólidos (ST, STD, SS, STV, STF) y otras variables físico-químicas (T, pH, OD, CE, Alcalinidad, Dureza).
- Describir las variaciones espaciales y temporales.
- Relacionar las variables de estudio.
- Discutir los resultados en el contexto de la cuenca del Paraná, de otras cuencas, humedales y Deltas del mundo.

4.1 Análisis exploratorio de los datos obtenidos

Con el fin de explorar la información generada, se realizó un primer análisis multivariado considerando todas las variables estudiadas, en todos los sitios de muestreo (405 casos). Por un lado, el análisis *cluster* o análisis de conglomerados clasificó a los casos de estudio formando conglomerados con cierto grado de homogeneidad en base a los valores adoptados sobre un conjunto de variables. Por otro lado, el ACP (Ronco *et al.*, 2008) permitió reducir la dimensión de una matriz multivariante obteniendo nuevas variables sintéticas, integrando la información de varias de las variables originales

Los resultados del análisis de *cluster* permitieron distinguir 2 grandes agrupamientos: Los sitios propios del Delta (sitios S, M e I) y los afluentes al Delta. Si bien el Río Gualeguay presenta mayor similitud con los sitios Delta que con el resto de los afluentes según el análisis de *cluster* (**Figura 4.1**), se pueden observar 6 conglomerados con distintas características: 1 conglomerado que agrupa a todos los sitios Delta, 4 conglomerados correspondientes a los sitios: Río Gualeguay

(azul), A° Sauce (naranja), A° Ñancay (verde), A° Ensenada (rosa); y 1 conglomerado correspondiente al A° Clé y A° Nogoyá (celeste). La información estadística se muestra en el **ANEXO VI-A**.

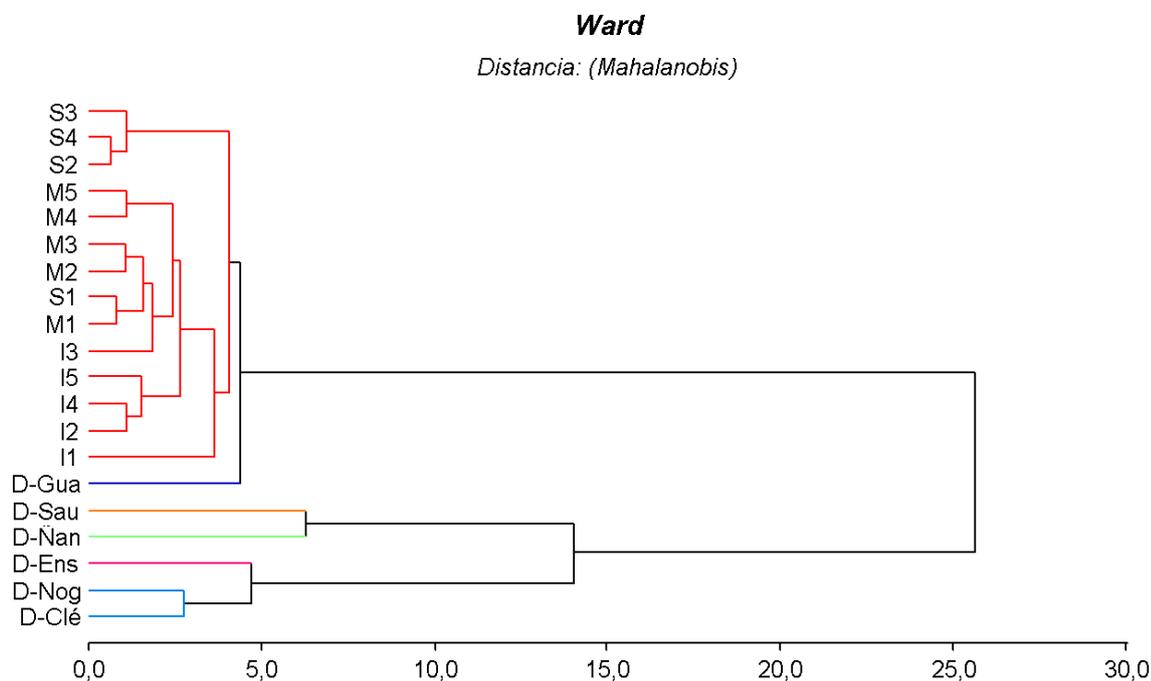


Figura 4.1. Análisis de conglomerados de todos los sitios evaluados.

Por otro lado, el ACP permitió agrupar las variables evaluadas en 2 componentes principales, que representan el 86,0 % de la varianza acumulada. Los factores de peso de las variables y los porcentajes de la varianza total se muestran en el **ANEXO VI**. El primer componente explica el 64,3 % de la varianza total y se asocia con las variables PRS, PT, N-NH₄⁺, STD, ST, STF, STV, CE, Dureza y Alcalinidad, con valores positivos. El segundo componente explica el 21,7 % de la variabilidad y correlaciona positivamente con SS, DQO y negativamente con pH, N-NO₃⁻, N-NO₂, T y OD. Se observa un gradiente respecto del componente 1 entre los sitios Delta y afluentes, aumentando los niveles de las variables en estos últimos.

Combinando ambos análisis (*clustery* ACP, **figura 4.2**) se observan 5 agrupamientos de sitios con características diferentes, de los cuales uno de ellos corresponde a los sitios Delta, presentando los menores niveles de las variables evaluadas; un agrupamiento correspondiente a las desembocaduras Clé, Nogoyá y Ensenada, explicados por altos niveles de CE, STD, Dureza, Alcalinidad, PRS, N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻; un agrupamiento correspondiente al Río Gualeguay, cuya variabilidad se explica por las mismas variables dichas anteriormente, con menores niveles; otro

agrupamiento correspondiente al A° Ñancay, con mayores niveles de N-NH₄⁺, ST, PT, STF y STV; y otro agrupamiento correspondiente al A° El Sauce, con mayores niveles de SS y DQO.

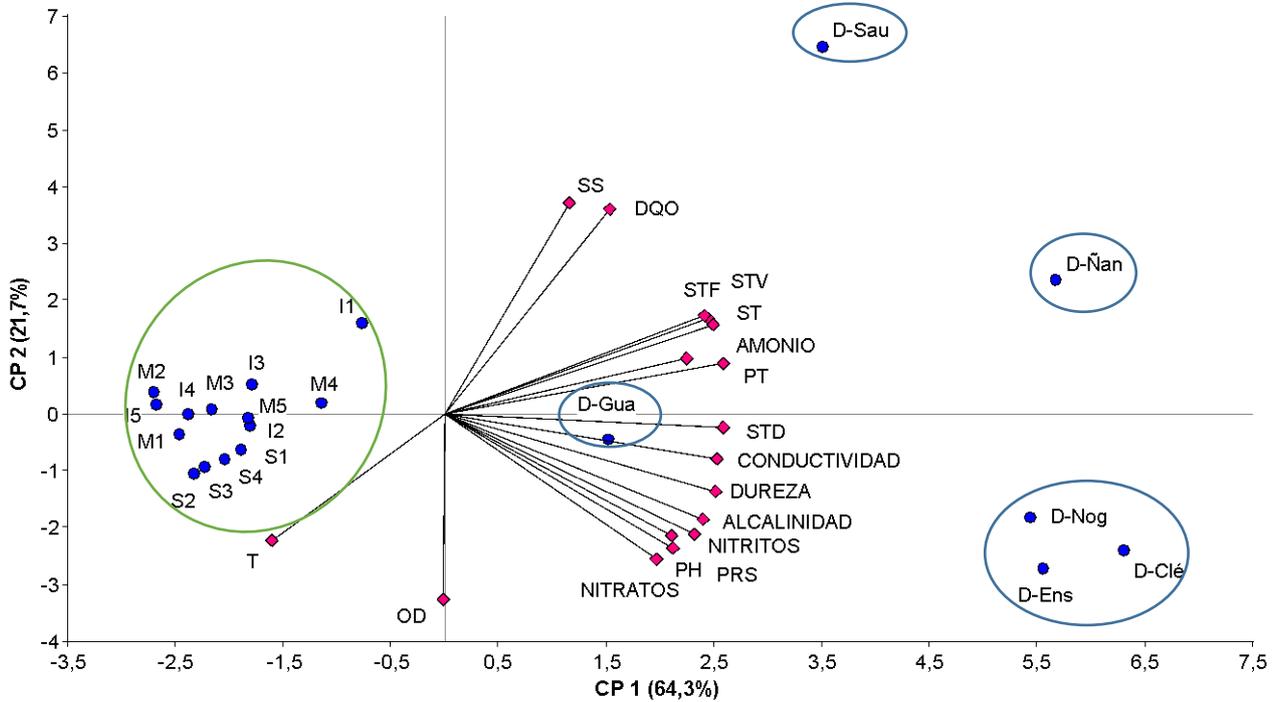


Figura 4.2. Análisis de Componentes principales.

En función de estos agrupamientos, en el presente trabajo se analizarán por un lado los sitios *propios del Delta* (presente capítulo), y por otro, los *afluentes al Delta* (capítulo 5).

4.2 Descripción general de las variables estudiadas en sitios propios del Delta

La **tabla 4.1** muestra la estadística descriptiva de las variables estudiadas de todo el conjunto de datos obtenidos en los muestreos de aguas superficiales del propio Delta del Paraná, con el fin de visibilizar un escenario general de las características físico-químicas y niveles de nutrientes de sus aguas.

Tabla 4.1. Estadística descriptiva de las variables estudiadas para los sitios del Delta.

Variable	n	Media general	SD	E.E.	CV%	Mín	Máx	Mediana
T (°C)	282	20,8	5,6	0,3	27,1	10,2	28,8	23,7
OD (mg/l)	282	7,5	1,4	0,1	18,9	3	10	7,7
CE (µS/cm)	282	114	54	3	48	64	464	96
pH	282	7,2	0,3	0,015	3,6	6,5	7,7	7,2
ALCALINIDAD (mg/l CaCO ₃)	261	35	11	0,7	32	20	75	32
DUREZA (mg/l CaCO ₃)	282	27	10	0,6	39	10	70	25
DQO (mg/l)	282	26¹	17	1	82	10	113	21 ¹
PT (ug/l)	282	129	75	4	58	23	474	110
PRS (ug/l)	282	49	34	2	70	10	245	41
N-NO ₃ ⁻ (ug/l)	282	233	139	8	60	15	712	217
N-NO ₂ ⁻ (ug/l)	282	11,1²	8,1	1,1	72,8	6	49	8.6 ²
N-NH ₄ ⁺ (ug/l)	282	66³	63	4	96	10	414	45 ³
ST (mg/l)	282	153	68	4	44	38	540	140
SS (mg/l)	282	47	43	3	91	2	274	35
STD (mg/l)	282	105	43	3	41	18	326	96
STF (mg/l)	282	112	60	4	53	4	445	101
STV (mg/l)	276	43	22	1	51	2	146	38

¹ Valores obtenidos para los casos mayores al LD (n=211)

²Valores obtenidos para los casos mayores al LD (n=49)

³ Valores obtenidos para los casos mayores al LD (n=227)

El Río Paraná nace en una región tropical y se desplaza hacia latitudes templadas donde se ubica su Delta. En las zonas templadas la temperatura varía ampliamente por el cambio de estaciones, mientras que en las zonas tropicales se mantiene aproximadamente constante. Los niveles medios de temperatura del agua en los sitios estudiados rondaron en 20 °C con mínimas de 10 °C y máximas de 29 °C, características de un clima templado.

Se puede observar que las aguas del Delta presentaron un pH ligeramente básico (7,2) con muy baja variabilidad espacio-temporal (CV % = 3,6). En general, las aguas naturales se encuentran en un rango de pH entre 6,5 a 8,0 y es controlado principalmente por el sistema carbonato – bicarbonato (Stumm y Morgan, 1996). El pH tiene una gran influencia en muchos sistemas biológicos. Valores superiores o inferiores al rango normal pueden producir limitaciones en el desarrollo y fisiología de muchos organismos acuáticos (Boyd, 1982). De acuerdo con las normativas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos y Canadá, se recomienda que el ámbito de pH se encuentre entre 6,5 y 9, rango en el cual se hallan los niveles de las aguas

del Delta (CCME).

La CE fue relativamente baja en todos los sitios estudiados en el sistema Delta, presentando una media general de 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con niveles entre 64 y 464 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las cabeceras de la parte superior del Río Paraná arrastran areniscas del antiguo Escudo Brasileño Precámbrico. Dado que el clima es cálido y húmedo, las sales solubles se han liberado y posteriormente se eliminaron a lo largo de una escala de tiempo geológico para alcanzar los bajos niveles actuales de CE.

Las aguas presentaron niveles de OD alrededor de 7,5 mg/l, con excepcionales casos de niveles cercanos a 3 mg/l. Se conoce que los niveles de OD necesarios para sostener la vida de organismos acuáticos varían de una especie a otra. Numerosos estudios sugieren que 4-5 mg/l de OD es la mínima cantidad que soporta una gran y diversa población de peces y organismos. Los niveles de oxígeno que permanecen en 1-2 mg/l pueden resultar mortales para muchos de ellos. En este sentido, los niveles hallados en las aguas del Delta son aptos para la vida. En general, los niveles de CE, pH, DO, y T en el Delta son coincidentes con los hallados Villar *et al.* (1998), Villar y Bonetto (2000) y de Cabo *et al.* (2003), quienes estudiaron estos parámetros en alguno de los sitios seleccionados en este estudio.

Los niveles de DQO son una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica (tanto biodegradable como no biodegradable) presente en el agua. En los sitios estudiados del Delta el nivel promedio para los casos mayores al LD, fue de 26 mg/l, dentro del rango hallado para otros ríos como el Río Nilo (10,4 mg/l Abdel-Satar *et al.* (2017)) o el Río Níger (27,7 mg/l Omo-Irabor *et al.* (2008)).

La Alcalinidad es fundamental para determinar la capacidad que un curso de agua tiene de mantener los procesos biológicos. Este parámetro proporciona información acerca de la acción buffer o amortiguadora de cambios de pH al agua y está determinada generalmente por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. Algunas sales de ácidos débiles como boratos, silicatos, nitratos y fosfatos pueden también contribuir a la alcalinidad si están presentes. En los ríos, el bicarbonato constituye la forma química que más contribuye a la alcalinidad, proveniente de la disolución de rocas y suelos (Drever, 1988; Stumm y Morgan, 1996). En general, la Alcalinidad Total en agua de mar tiene un promedio de 116 mg/l y es mayor que en agua dulce, donde presenta entre 30 y 90 mg/l, dependiendo la cuenca (USEPA, 2006). Las aguas del Delta presentaron niveles medios de Alcalinidad Total de 35 mg/l con un CV de 32 %. Este rango es esperable para las características del Río Paraná y aceptable para la vida de los organismos dulceacuícolas, y son niveles relativamente bajos comparados con otros grandes ríos,

presentando una amortiguación moderada. Internacionalmente es aceptada una alcalinidad mínima de 20 mg de CaCO_3/l para mantener la vida acuática. Cuando las aguas tienen alcalinidades inferiores se vuelven muy sensibles a la contaminación, ya que no tienen capacidad para oponerse a las modificaciones que generen disminuciones del pH (acidificación).

La dureza del agua se debe, principalmente a la presencia de calcio y magnesio, aunque también contribuyen el estroncio, hierro, manganeso, bario y otros iones polivalentes. La dureza está controlada principalmente por factores geológicos. Las aguas duras con elevado contenido de calcio y magnesio, se asocian con cuencas de captación de rocas sedimentarias, de las cuales las más comunes son las de piedra caliza y creta. Las aguas blandas, con bajo contenido de calcio y magnesio, suelen haber estado en contacto con rocas impermeables como el granito. En las aguas del Delta del Paraná se encontraron niveles promedio de dureza total de 27 mg/l en forma de CaCO_3 , dentro de la categoría de aguas blandas (OMS, 2011). Si bien no existe un límite recomendado para la vida acuática, en algunos niveles guía para aguas dulces se reconoce la influencia potencial de la dureza en la toxicidad de algunos metales como Cr, Cu, Pb, Ni y Zn (Hamelink *et al.*, 1994; Markich *et al.*, 2001).

Con respecto a otros grandes ríos y Deltas del mundo, algunos parámetros expuestos anteriormente presentan algunas diferencias. En los Deltas de los ríos Níger y Nilo, la CE y dureza son entre 2 y 4 veces mayores a los hallados en el Delta del Paraná (Omo-Irabor *et al.*, 2008; Abdel-Satar *et al.*, 2017), mientras que en el Delta del río Rhine, (sector inferior) entre 1995–2004, los niveles de CE fueron 6 veces superiores a los presentados en este trabajo (Uehlinger *et al.*, 2009). Sin embargo, los niveles de CE en el Delta del Paraná son mayores que en diversos ríos de la cuenca del Amazonas (Ríos-Villamizar *et al.*, 2013).

Los sólidos presentes en los cursos de agua representan una medida de la carga de materiales solubles e insolubles que transporta. Una gran parte del transporte de P y materia orgánica en los sistemas acuáticos está asociado a los sólidos. Los sólidos en suspensión generan turbidez, que tiene una incidencia directa en la entrada de luz y la producción de fitoplancton. La composición, el transporte y la concentración de sólidos en suspensión de los ríos están determinadas tanto por las características de sus respectivas cuencas de drenaje, incluyendo la geología, el clima, erosión y la biota presente, como también por los impactos de las actividades humanas (Depetris *et al.*, 2003) como obras de infraestructura, efluentes urbanos e industriales, deforestación, agricultura, etc.

En las aguas del Delta, en general se observó que del total de sólidos, el 30 % aproximadamente

corresponde a SS, mientras que un 70 % le corresponde a los STD. Similar proporción se presenta para STV (asociados a sólidos orgánicos) y STF (asociados a sólidos inorgánicos), respectivamente. En comparación con otros grandes ríos y sus Deltas, las concentraciones de STD halladas en el Delta del Paraná son más bajas que las reportadas para el Río Nilo, (213 mg/l, [Abdel-Satar et al. \(2017\)](#)) ubicado en un clima cálido y seco, y son mayores que las medidas en el río Orinoco ubicado en un clima cálido y húmedo, con un valor promedio de 30 mg/l ([Laraque et al., 2013](#)). Por otro lado, de todas las fracciones de sólidos estudiadas, los niveles de SS presentaron mayor variabilidad espacio-temporal (90,8 %), mientras que los de STD presentaron la menor variabilidad (41 %). La cantidad de SS medidos en este trabajo en las aguas del Delta, representa aproximadamente 30 millones de Tn/año, y son los responsables de que el agua del Río Paraná presente turbidez. En el tramo superior del río, la turbidez se correlaciona directamente con el contenido de SS e inversamente con el nivel de descarga, y aunque las necesidades del fitoplancton se ven cubiertas por los niveles de nutrientes, la turbidez restringe su crecimiento ([Pedrozo y Bonetto, 1989](#)).

La carga principal de SS en el Río Paraná es aportada por la cuenca del río Bermejo. El contenido de SS del Río Bermejo es de 4,4–4,5 g/l ([Drago y Amsler, 1988](#); [Mugni et al., 2005b](#)) y, aunque el caudal medio es comparativamente modesto (720 m³/s, ([Mugni et al., 2005b](#))) y representa sólo el 5 % del caudal del Paraná, ese tributario proporciona el 50–70 % de la carga de SS del tramo inferior de Paraná ([Depetris et al., 2003](#)). El río Bermejo drena la vertiente oriental de las montañas de los Andes y las tierras altas de la Puna, regiones que tienen altitudes de 4000 m sobre el nivel del mar. Una combinación de las laderas empinadas y las precipitaciones sustanciales de verano resultan en altas tasas de erosión en la cuenca superior.

En cuanto a los nutrientes en el Delta, en todos los casos se hallaron en el orden de los µg/l. El NO₃⁻ es la forma de nitrógeno inorgánico predominante de NID (Nitrógeno Inorgánico Disuelto). Los niveles de N-NO₂⁻ fueron menores al límite de detección (6 µg/l) en la mayoría de los casos, excepto en algunos sitios donde las concentraciones se hallaron entre 10 y 50 µg/l N-NO₂⁻. La mayor concentración se observó en M4, sitio ubicado en las cercanías de la ciudad de Victoria, cuya cabecera nace en una zona agrícola. Esta especie química representa un agente importante de perturbación del hábitat de muchísimas especies. En aguas superficiales bien oxigenadas, como ocurre en las aguas del Delta, el nivel no suele superar 100 µg/l ([Stumm y Morgan, 1981](#)) sin embargo, podría ser posible hallar concentraciones altas debido a la contaminación de tipo urbana-rural-industrial.

En todos los casos los niveles de N-NO_3^- predominan sobre los de N-NH_4^+ . Esta última especie representó un componente menor de la reserva de nitrógeno inorgánico ($\text{N-NH}_4^+ / \text{Ninorg} = 0,24$). El orden en el que se encuentran las especies nitrogenadas del DIN es: $\text{N-NO}_3^- > \text{N-NH}_4^+ > \text{N-NO}_2^-$. Por ello, el N-NO_3^- será objeto de estudio fundamental para valorar los flujos de nutrientes nitrogenados. La especie N-NO_3^- representa cerca del 80 % del N inorgánico en los sitios Delta. La concentración media de N-NO_3^- en el Delta del Paraná (233 $\mu\text{g/l}$) en el presente estudio fue mayor que en otras cuencas grandes de América del Sur cubiertas por bosques cálidos y húmedos y que contienen gran cantidad de sistemas de llanuras aluviales, como el Amazonas (40 $\mu\text{g/l}$; Meybeck (1982)) y el Orinoco (6,7 $\mu\text{g/l}$; Laraque *et al.* (2013)), pero considerablemente más bajos que los grandes ríos que drenan cuencas cultivadas y carecen de sistemas importantes de llanuras de inundación como el Mississippi (1600 $\mu\text{g/l}$; (Dagg *et al.*, 2005)), el Rin (2450 $\mu\text{g/l}$; Meybeck (1982)) y el Sena (3950 $\mu\text{g/l}$; Meybeck (1982)). Por otro lado, estos niveles no difirieron significativamente de las informadas por Villar *et al.* (1996) durante 1991–1992 (199 $\mu\text{g/l}$) y Villar *et al.* (1998) durante 1994–1995 (204 $\mu\text{g/l}$) para sitios del Río Paraná inferior.

El fósforo es un macronutriente esencial; es acumulado por una amplia variedad de seres vivos. En aguas no impactadas, es fácilmente utilizado por las plantas y convertido a las estructuras celulares por acción fotosintética. Es el principal nutriente a considerarse en el control del grado de eutrofización de un ecosistema acuático, ya que influye directamente en el crecimiento de las algas y por tanto puede afectar la actividad productiva primaria del agua (Correll, 1998). Naturalmente se encuentra como fosfatos, (aniones meta- (PO_3^-), piro- ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$) ortofosfato (PO_4^{3-}) y otros polifosfatos) y fosfatos orgánicos. Debido a su elevada solubilidad, estos aniones son arrastrados fácilmente por las aguas superficiales hacia ríos, acuíferos, etc.

En las aguas del Delta, alrededor del 40 % del P total corresponde a P soluble. La concentración media de SRP medida en este trabajo, de aproximadamente 50 $\mu\text{g/l}$, no difirió significativamente del valor de 60 $\mu\text{g/l}$ determinado por Villar *et al.* (1998), para sitios del Río Paraná inferior. Las concentraciones de PRS son menores a las de NO_3^- como es de esperar en ecosistemas de agua dulce donde el P es el elemento limitante (Meybeck, 1982), sin embargo, en este sistema la luz es el factor limitante, dada la turbidez de sus aguas (Unrein, 2001).

De todos los nutrientes, el que presentó mayor variación fue el N-NH_4^+ (CV = 96 %).

Comparando con otros grandes Ríos y Deltas del mundo, los niveles de N-NH_4^+ en el Río Nilo son hasta 2 órdenes de magnitud mayores que los hallados en este estudio, mientras que SRP y TP, fueron muy similares. Los niveles promedio de N-NO_3^- son similares, aunque los máximos en el

Río Nilo son 3 veces superiores a los máximos del Río Paraná (Abdel-Satar *et al.*, 2017). En el Delta del Río Rhine, los niveles de N-NO_3^- un orden de magnitud mayores, mientras que TSS, P-PO_4^{3-} , y TP fueron similares (Uehlinger *et al.*, 2009). En el Delta del Río Ural, el promedio de la concentración de TSS es de 6 a 50 veces superior (Yarushina *et al.*, 2009). En el Delta del Río Orinoco, Caño Mánamo, (Martinez *et al.*, 2013) los niveles de N-NH_4^+ y N-NO_2^- son del mismo orden que los hallados. Sin embargo los niveles de N-NO_3^- (90 $\mu\text{g/l}$) son menores a los hallados en este trabajo (233 $\mu\text{g/l}$). Las concentraciones de SRP en dicho Río presentan un promedio 5 veces menor a las del Delta, y los niveles de PT aproximadamente la mitad (Martinez *et al.*, 2013). De todos los parámetros estudiados, los parámetros que mayor variabilidad presentaron fueron N-NH_4^+ , N-NO_2^- , DQO y SS (CV % > 80) mientras que pH y OD presentaron la menor variabilidad (CV % < 20) (**tabla 4.1**).

4.3 Variación espacial en el Delta

Conocer la variabilidad espacial dentro de un sistema extenso como es el Delta, es de gran importancia para entender sus características y su dinámica. La **tabla 4.2** muestra un resumen de todos los parámetros estudiados y su variabilidad espacial. Los gráficos de caja (box-plot) muestran información acerca de la mediana, la media, los cuantiles 0,25 y 0,75, los valores extremos y outliers (media \pm 3 Desvíos estándar) para cada variable en cada sitio, reuniendo los datos obtenidos en todas las campañas. El eje X de cada gráfico está ordenado de manera tal que se muestran de izquierda a derecha los sitios del sector superior (S) del Delta, luego los sitios del sector medio (M) y luego los del sector inferior (I). En la **figura 4.3** se muestra un esquema general, a modo de ejemplo, de cómo se presenta la información. El parámetro N-NO_2^- , no se muestra en los gráficos ya que en la mayoría de los casos fue menor al límite de detección. Los casos positivos se analizarán en la discusión.

Si bien se hablará de tendencias, o de variaciones espaciales, la existencia de diferencias significativas indicará una fuerte variación en la distribución de los valores que queda por encima de la temporalidad.

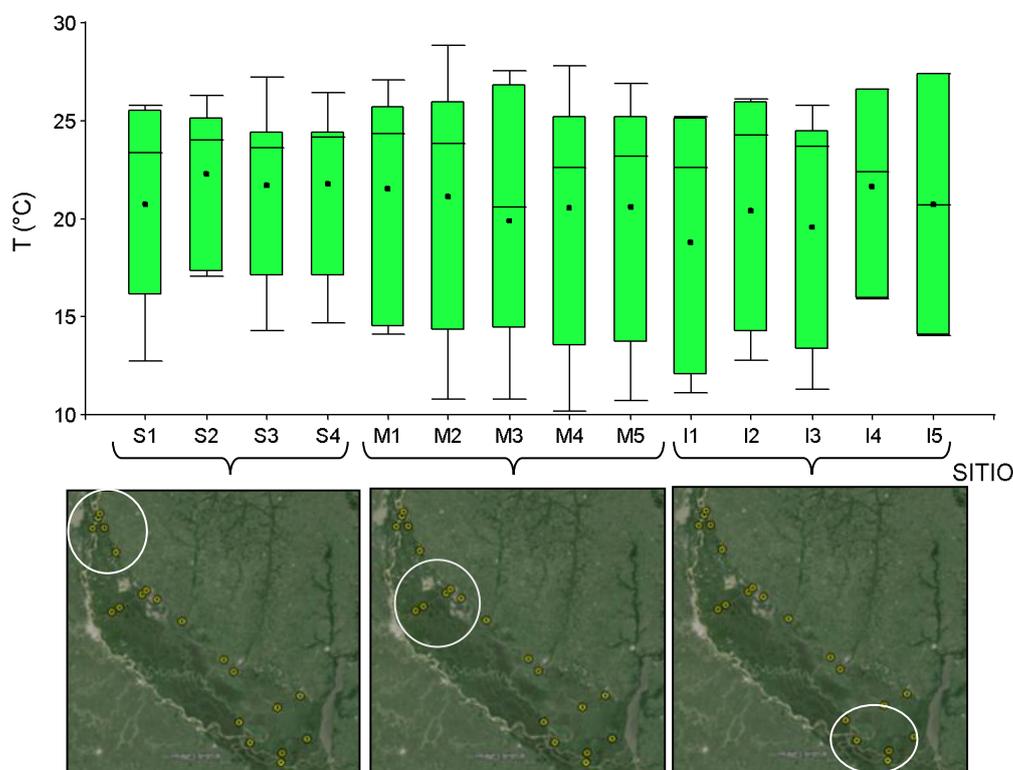


Figura 4.3. Esquema general de cómo se presenta la información, tomando como ejemplo la variable Temperatura.

Tabla 4.2. Variabilidad espacial de los parámetros estudiados

	S1	S2	S3	S4	M1	M2	M3	M4	M5	I1	I2	I3	I4	I5	Media	CV (%)
T (°C)	21 (6)	22 (4)	22 (5)	22 (5)	21 (6)	21 (7)	20 (7)	20 (7)	21 (7)	19 (7)	20 (6)	19 (6)	22 (5)	21 (10)	21	5
pH	7,1 (0,2)	7,4 (0,2)	7,3 (0,2)	7,3 (0,2)	7,1 (0,2)	7,0 (0,2)	7,1 (0,3)	7,3 (0,3)	7,3 (0,3)	7,0 (0,3)	7,3 (0,3)	7,0 (0,3)	7,1 (0,1)	7,1 (0,1)	7,2	1,9
CE (µS/cm)	102 (20)	81 (9)	82 (9)	91 (16)	84 (12)	81 (10)	81 (8)	124 (29)	97 (18)	249 (103)	154 (23)	145 (19)	119 (13)	122 (14)	115	40
OD (mg/l)	8,0 (0,9)	8,0 (0,5)	7,9 (0,6)	7,9 (1,2)	7,6 (1,4)	7,1 (1,8)	7,9 (1,8)	7,4 (1,6)	7,5 (1,6)	6,4 (2,6)	7,5 (1,2)	7,2 (1,2)	7,1 (0,8)	7,0 (0,7)	7,5	6,4
Alc(mg/l CaCO ₃)	35 (8)	29 (5)	30 (6)	32 (7)	29 (6)	30 (5)	34 (15)	53 (15)	38 (9)	46 (16)	31 (5)	33 (5)	35 (5)	33 (6)	35	20
Dureza (mg/l CaCO ₃)	29 (12)	21 (10)	25 (12)	26 (14)	24 (8)	23 (8)	22 (8)	31 (10)	25 (9)	41 (17)	27 (5)	28 (6)	22 (5)	19 (2)	26	21
N-NO ₃ ⁻ (µg/l)	276 (154)	297 (91)	315 (150)	301 (147)	255 (160)	133 (110)	176 (145)	201 (166)	203 (131)	221 (142)	252 (92)	189 (104)	285 (117)	182 (25)	235	24
N-NH ₄ ⁺ (µg/l)	69 (60)	47 (33)	60 (40)	60 (36)	72 (57)	75 (72)	60 (28)	60 (31)	80 (93)	72 (58)	49 (38)	106 (132)	30 (9)	15 (5)	61	36
N-NO ₂ ⁻ (µg/l)	9,2 (2,0)	6,5 (0,5)	6,5 (0,6)	10,7 (4,3)	9,1 (0,7)	7,8 (0,0)	7,3 (0,9)	27,5 (13,9)	11,6 (2,6)	9,9 (2,9)	6,1 (0,0)	6,9 (0,4)	7,0 (0,2)	6,9 (0,1)	9,5	57,4
PT (µg/l)	116 (18)	118 (50)	129 (71)	122 (69)	102 (71)	98 (43)	147 (94)	174 (129)	139 (80)	175 (75)	122 (47)	111 (37)	127 (50)	126 (26)	129	18
PRS (µg/l)	49 (25)	46 (22)	72 (70)	50 (28)	37 (26)	31 (21)	29 (12)	56 (29)	44 (16)	73 (41)	50 (17)	51 (19)	58 (28)	43 (5)	49	26
DQO (mg/l)	27 (17)	27 (16)	22 (16)	24 (15)	23 (12)	30 (16)	22 (9)	35 (28)	19 (7)	39 (24)	25 (13)	19 (7)	20 (8)	11 (0)	24	28
ST (mg/l)	140 (25)	143 (53)	146 (48)	165 (67)	126 (52)	109 (37)	138 (74)	194 (145)	143 (70)	214 (59)	170 (48)	146 (28)	166 (42)	137 (30)	153	18
SS (mg/l)	40 (23)	49 (35)	56 (43)	60 (52)	46 (48)	30 (21)	56 (53)	67 (81)	45 (35)	37 (24)	42 (39)	34 (25)	70 (39)	55 (48)	49	25
STD (mg/l)	99 (11)	94 (27)	91 (22)	105 (35)	80 (12)	79 (22)	81 (27)	127 (67)	97 (37)	182 (60)	128 (18)	116 (14)	96 (5)	84 (27)	104	26
STF (mg/l)	102 (39)	104 (54)	111 (47)	118 (67)	87 (53)	71 (31)	102 (58)	139 (108)	93 (54)	162 (51)	128 (36)	120 (30)	131 (29)	102 (23)	112	21
STV (mg/l)	44 (16)	40 (10)	36 (13)	47 (28)	39 (8)	38 (14)	36 (18)	56 (39)	50 (22)	51 (12)	42 (18)	37 (10)	35 (15)	35 (8)	42	16

*Promedio (*desvío standard*) para cada sitio, de todas las campañas (n = 8). Los valores de los parámetros DQO, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ fueron obtenidos a partir de los casos mayores al LD. La última columna indica la variabilidad observada como coeficiente de variación porcentual (CV %).

Variación espacial de las Características fisicoquímicas

Acorde con la pertenencia a una región de clima templado, los sitios estudiados no mostraron diferencias significativas en la T, dado el amplio rango observado entre campañas (**figura 4.4 A**). Sin embargo, el sitio S2, cauce principal del Río Paraná, presentó la menor variabilidad, lo que se asocia a la capacidad del río de regular las variaciones de T dado su gran caudal.

Los niveles medios de OD en todos los sitios se mantuvieron entre 6,4 y 8 mg/l, con mínimas de 3 y máximas de 10 mg/l (**figura 4.4 B**). La mayoría de los sitios exhibieron altas concentraciones de oxígeno durante todo el año y las más bajas se registraron en concordancia con las temperaturas más altas, de acuerdo con la ley de Henry. Los distributarios más pequeños presentaron mayor variabilidad de OD que los de mayor cauce. El sitio S2 correspondiente al cauce principal del Río Paraná, presentó la menor variabilidad temporal de OD (SD = 0,5), acorde con su capacidad de amortiguamiento de la T, y por tanto de los niveles de OD. Los valores mínimos hallados correspondieron al sitio I1 en el Río Paranacito, aguas abajo de Villa Paranacito. Particularmente, este sitio presentó la mayor variabilidad de OD en el tiempo (SD = 2,6) y exhibió concentraciones de oxígeno significativamente más bajas en comparación con el resto de los sitios. La concentración mínima se observó en Nov-14, durante una fase de bajo nivel de agua. Este sitio es el único sitio estudiado que se encuentra inmediato a una población, lo que podría sugerir un impacto por efluentes urbanos.

El pH de los sitios estudiados fue ligeramente alcalino y homogéneo en el espacio, presentando niveles medios que oscilaron entre 7 y 7,4, con SD entre 0,1 y 0,3. Los sitios M2, I1 e I3 presentaron menores niveles que el resto de los sitios (**figura 4.4 C**)

Los sitios de estudio presentaron diferencias espaciales en los niveles de CE (**figura 4.4 D**). Los sitios S1 – S4 y M1 – M5 en los sectores superior y medio respectivamente, mostraron CE similares, con la excepción del Sitio M4, en el A° El Ceibo, cuya cabecera nace en una zona agrícola y llega a la llanura de inundación con mayor CE. Las concentraciones en los dos sectores mencionados, a su vez, fueron significativamente más bajas que los sitios I1 – I5, en el sector inferior. El aumento de CE en este sector se relacionó con la contribución del río Salado, un afluente de descarga más baja pero con una salinidad de 30 a 60 veces mayor que la del Río Paraná (3475 – 7000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; [García de Emiliani y Devercelli \(2004\)](#), [Peluso *et al.* \(2013\)](#)). El canal principal de Salado se incorpora al sistema de llanura de inundación del Paraná desde el noroeste y discurre paralelo al canal principal de Paraná durante una distancia considerable para luego fusionarse completamente con la descarga de Paraná a muchos kilómetros río abajo. El tramo inferior del Paraná también recibe

otros afluentes como los ríos Carcarañá, Pavón, Arrecifes y Lujan. Estos últimos ríos contribuyen con descargas comparativamente bajas pero con CE más altas (1400–4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, (Peluso *et al.*, 2013; Ronco *et al.* (2016)). Feijó y Lombardo (2007) también informaron un promedio de CE de 1290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (500–2300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en los afluentes del tramo inferior de Paraná. Por otro lado, el sitio I1 también mostró CE más altas que los otros sitios del mismo sector (sitios I2 - I5) y que el resto de los sitios, presentando a su vez la mayor variabilidad (SD = 103).

Los niveles de alcalinidad y dureza en los sitios estudiados fueron en general homogéneos y presentaron un patrón similar (**figura 4.4 E y F**). Sin embargo, los sitios M4 e I1 presentaron niveles significativamente mayores ($p < 0,05$) que los sitios del mismo sector y que el resto de los sitios.

En cuanto a la MO, medida como DQO, en general no se observaron importantes diferencias espaciales (**figura 4.5**). Sin embargo el sitio I1 presentó niveles mayores significativamente que el resto de los sitios, en concordancia con la cercanía a la población, con un posible impacto urbano.

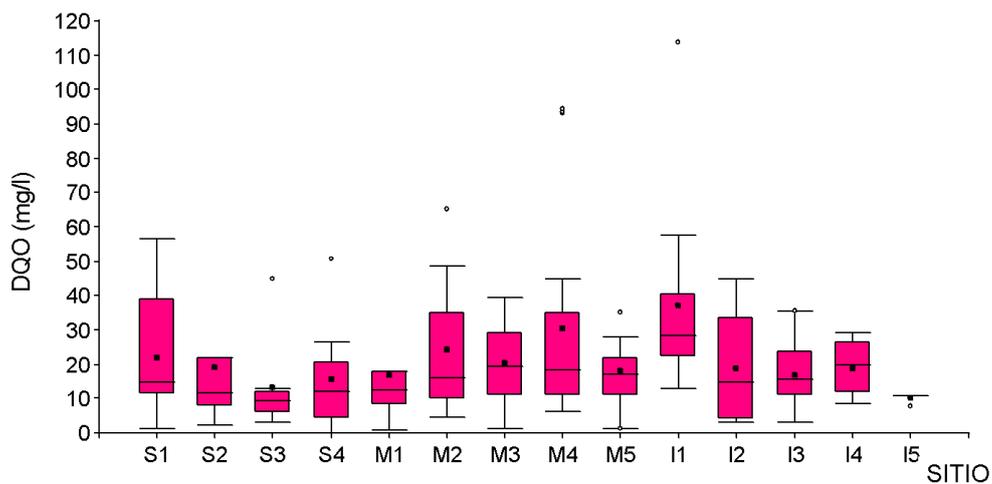


Figura 4.5. Variación de DQO en cada sitio.

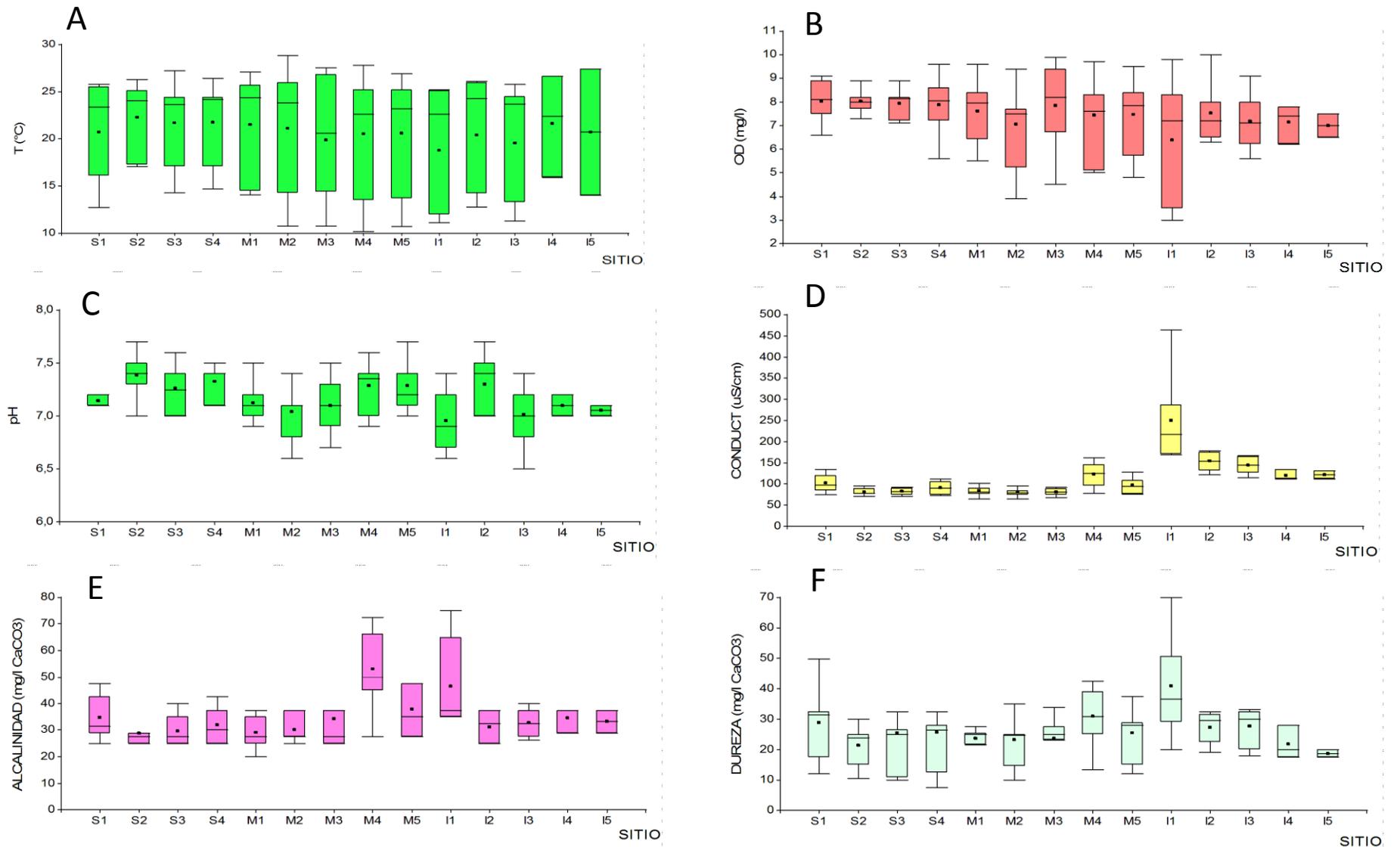


Figura 4.4. Niveles y variación espacial de parámetros fisicoquímicos en los sitios del Delta.

Variación espacial de sólidos

Si bien los niveles de ST presentaron distinta variabilidad temporal según el sitio (**figura 4.6 A**), en general los niveles medios no mostraron diferencias significativas a nivel espacial, excepto los sitios M4 e I1 en los que fueron superiores al resto. Los niveles de SS (**figura 4.6 B**) presentaron una gran variabilidad (mayor al 60 % en la mayoría de los casos), sin observarse diferencias significativas entre sitios. Con un patrón similar a CE, los sitios presentaron variaciones en la concentración de STD, sobre todo en los sitios I1 y M4 (**figura 4.6 C**). Los sitios del sector inferior del Delta en general presentaron mayores niveles de STD que los del sector superior y medio, los cuales presentaron niveles similares, excepto el sitio M4 que presentó niveles medios mayores. Los niveles de STF (**figura 4.6 D**), que representan los sólidos inorgánicos, fueron en general mayores en los sitios del sector inferior, sin embargo la amplia variabilidad de los datos no permite detectar diferencias significativas, excepto para el sitio I1 que presenta mayores niveles que el resto de los sitios. Por otro lado, las medias de STV (**figura 4.6 E**), que representan indirectamente los sólidos orgánicos, fueron mayores para los sitios M4 e I1.

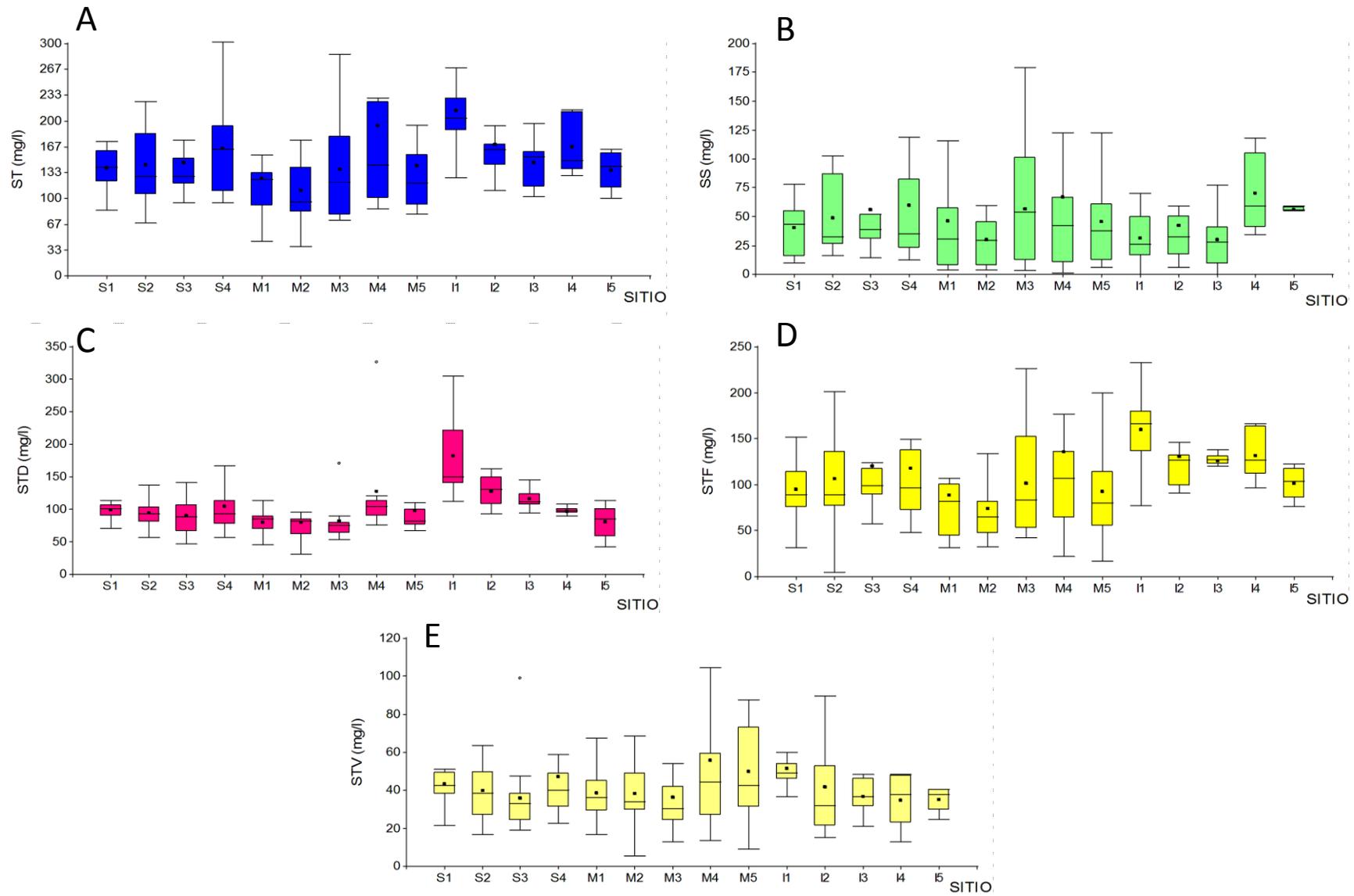


Figura 4.6. Niveles de las distintas fracciones de sólidos en los sitios de Delta

Variación espacial de los Nutrientes

Las aguas del Delta en los sitios estudiados presentaron una media general de PT de 130 $\mu\text{g/l}$, con mínimas de 23 y máximas de 474 $\mu\text{g/l}$. Los sitios M4 e I1 presentaron los mayores valores medios, con la mayor variabilidad (SD = 129 y 75 respectivamente) (**figura 4.7 A**).

Respecto del PRS (**figura 4.7 B**), los sitios del sector Medio presentaron en general menores niveles que los del sector superior (excepto el sitio M4) y los niveles en el sector inferior fueron similares a los del sector superior (excepto I1). En general, se observaron SD entre 12 y 30 en la mayoría de los sitios, aunque en el sitio S3 fue mayor (SD = 70).

Los niveles de N-NO_3^- de las aguas del Delta presentaron cierta heterogeneidad (**figura 4.7 C**). En los sitios del sector superior se observan niveles medios cercanos a 300 $\mu\text{g/l}$ (con SD entre 90 y 150). En el sector Medio se observan niveles medios menores, cercanos a 200 $\mu\text{g/l}$ con mayor variabilidad (SD entre 110 y 170), mientras que en los sitios del sector Inferior presentan niveles que rondan los 230 $\mu\text{g/l}$ con variabilidad entre 25 y 120. Los mayores niveles fueron hallados en el S3, en el A° la Azotea (Parque Nacional Pre-Delta), mientras que los menores se hallaron en el sitio M2 (distributario del Paraná del Sector Medio).

Los niveles de N-NH_4^+ no mostraron ningún patrón importante de variación espacial (**figura 4.7 D**). Sin embargo, en el sector Medio, en general, fueron mayores que en los demás sectores. La variabilidad de este parámetro en cada sitio fue mayor al 80 % en la mayoría de los sitios. Los máximos niveles se hallaron en los sitios M5 e I3. El sitio M5 está próximo a una zona de pesca, lo que podría haber sido una contaminación local del día de muestreo, mientras que el sitio I3 se encuentra cercano a campos con actividad agrícola, que podría asociarse a este aumento puntual por el uso de fertilizantes amoniacales. de Cabo *et al.* (2003), Villar y Bonetto (2000) hallaron niveles similares en sitios del sector inferior.

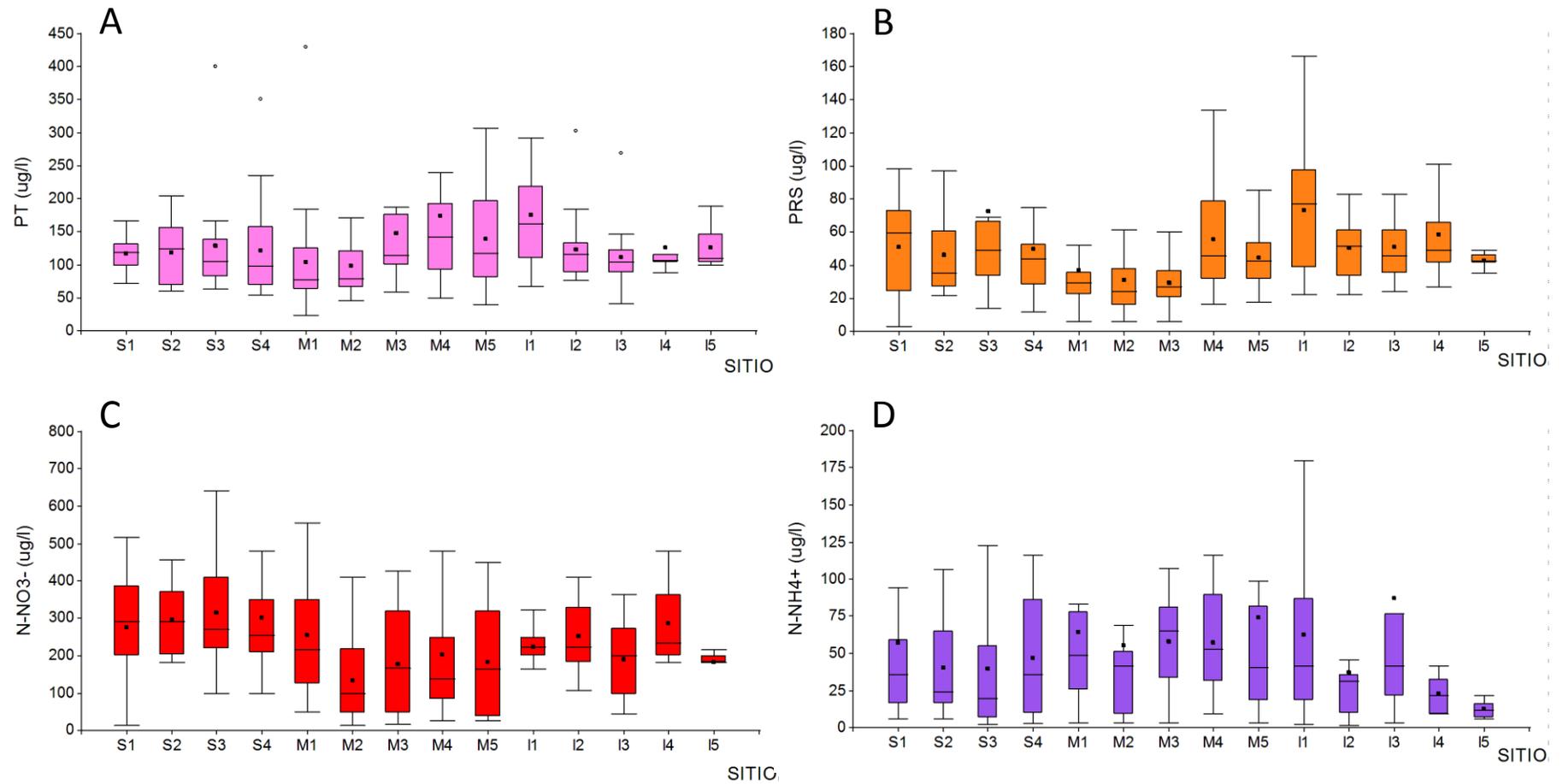


Figura 4.7. Niveles de nutrientes y variación espacial en los sitios del Delta.

Análisis general de la variación espacial de los parámetros de estudio

El ACP de todas las variables en los sitios del Delta redujo las variables a 4 componentes principales que presentan el 89 % de la variabilidad total. Los primeros dos componentes se observan en la **figura 4.8**, y representan el 68 % de la variabilidad. La componente principal 1, se correlaciona con la mayoría de los parámetros estudiados y explica el 47,8 % de la variabilidad. Los sitios del sector M (excepto M4), en general presentan menores niveles de las variables, respecto a esta componente. La componente principal 2 explica el 19,5 % de la variabilidad total, y se puede observar que los sitios del sector superior en general presentaron mayores niveles de SS, OD, N-NO₃⁻ y pH que el resto de los sitios. Por otro lado, en el *biplot* se observa un alejamiento notable de los sitios M4 e I1 del resto de los sitios. Los mismos se encuentran en la cabecera de una microcuenca agrícola y cercano a una población, respectivamente, cuyas actividades podrían asociarse a los aumentos de los parámetros en los sitios mencionados. La tabla correspondiente a este análisis se muestra en el **ANEXO VI**.

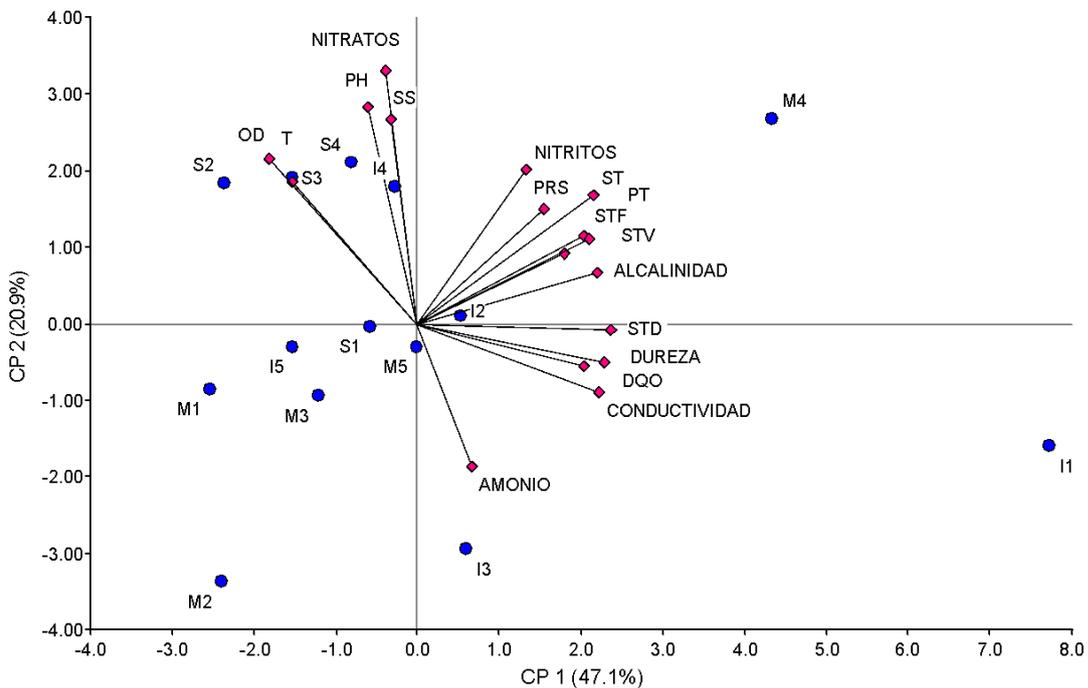


Figura 4.8. Biplot: Análisis de componentes principales (1 y 2) de las variables estudiadas en los sitios Delta.

4.4 Variación temporal en el Delta

Conocer la variabilidad temporal dentro de un sistema extenso como es el Delta, permite identificar los cambios y los factores de cambio en la escala de tiempo estudiada. En este sentido, los cambios de estaciones y las fluctuaciones en el nivel de agua, son factores muy importantes para evaluar.

Durante el periodo de estudio, el Río Paraná presentó el régimen hidrológico y pluviométrico que se muestra en la **figura 4.9**. La estación Diamante se tomó como referencia ya que representa el patrón hidrodinámico del Río Paraná al inicio del Delta, el cual también se ve reflejado en el resto de las estaciones hidrometeorológicas consultadas en el Delta entrerriano (**figura 4.10**). La mayor parte del tiempo (aproximadamente 70 %) del periodo estudiado, el río presentó niveles mayores al promedio histórico de 3,7 m (1970-2009), lo que representa un periodo de niveles de agua relativamente altos. La máxima altura se correspondió con el fenómeno climático El Niño (OS) ocurrido entre diciembre de 2015 y mayo de 2016, con un índice ONI¹ (Índice Niño Oceánico, por sus siglas en inglés) de +2,2 para los meses enero-febrero-marzo (NOAA). Este índice representa la desviación promedio de la temperatura superficial del Océano Pacífico, que se tradujo en un aumento importante en la altura y duración del pulso, en los cursos de agua en el Delta.

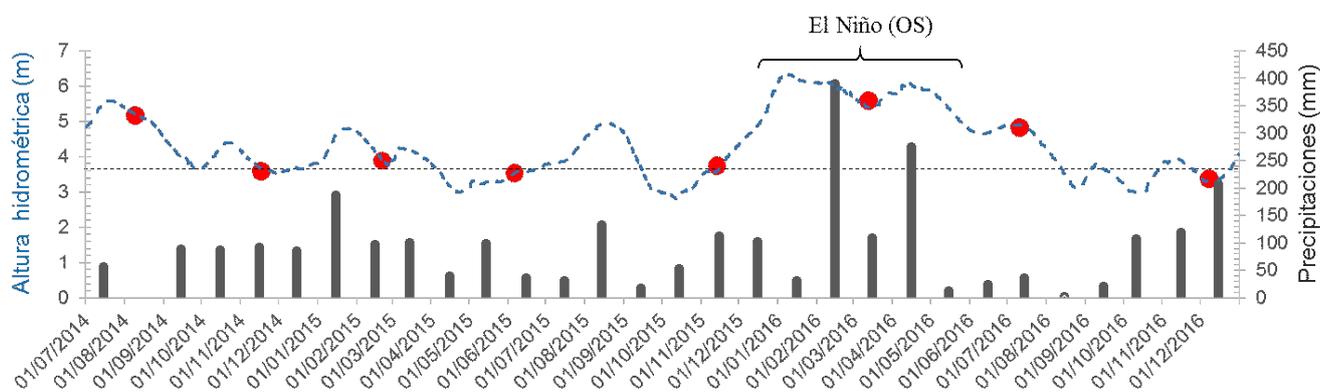


Figura 4.9. Régimen hidrológico del Río Paraná en la estación Diamante y precipitaciones mensuales durante el periodo de estudio. En rojo se indican las fechas de muestreo. La línea negra punteada corresponde al promedio histórico de la altura hidrométrica del Río.

¹ El ONI (Oceanic Niño Index) es una medida de la condición de El Niño-Oscilación del Sur en sus fases cálida (El Niño) y fría (La Niña) en el Pacífico ecuatorial central. Es el promedio móvil de tres meses de las anomalías de la temperatura superficial del mar, basado en periodos base de 30 años y que se actualizan cada 5 años.

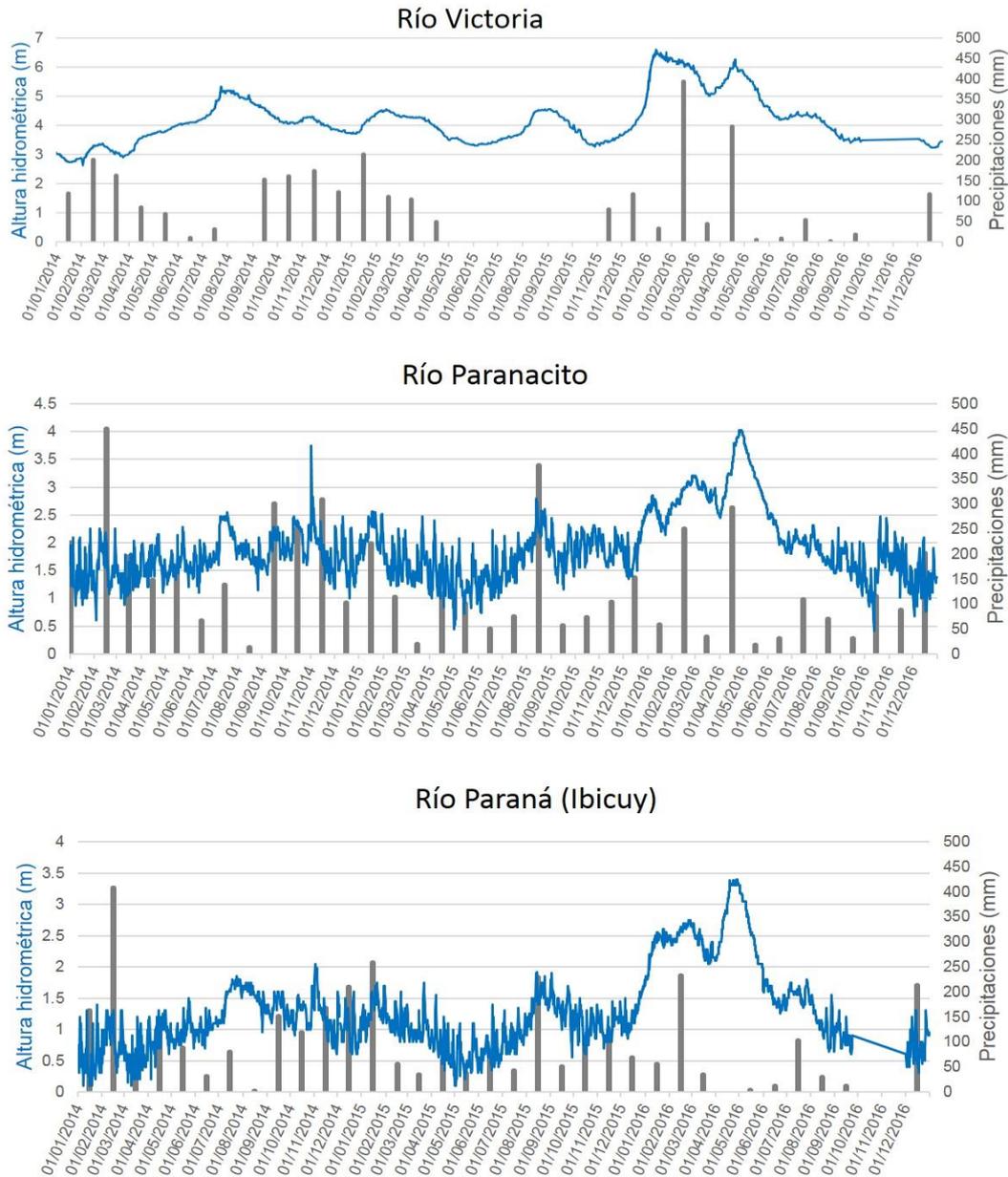


Figura 4.10. Régimen hidrológico y precipitaciones en distintos Ríos del Delta mostrando un patrón similar al del Río Paraná. Entre Diciembre-2015 y Junio-2016 se observa un aumento en el nivel del agua asociado al fenómeno El Niño (OS).

La **tabla 4.3** muestra un resumen de todos los parámetros estudiados y su variabilidad temporal. Los gráficos de caja (*box-plot*) muestran información acerca de la mediana, la media, los cuantiles 0,25 y 0,75, valores extremos y *outlayers* (media \pm 3 Desvíos estándar) para cada variable en cada campaña, reuniendo los datos obtenidos en todos los sitios del Delta. El eje X de cada gráfico está ordenado según el orden cronológico de las campañas realizadas.

Tabla 4.3. Variabilidad temporal de los parámetros estudiados*

	Ago-14	Nov-14	Feb-15	Jun-15	Nov-15	Mar-16	Jul-16	Dic-16	Media	CV (%)
T (°C)	15 (2)	25 (1)	27 (1)	15 (2)	23 (2)	24 (1)	12 (2)	25 (1)	21	28
pH	7,3 (0,2)	7,0 (0,2)	7,0 (0,3)	7,3 (0,2)	7,3 (0,3)	7,3 (0,2)	7,2 (0,2)	7,2 (0,2)	7	1,8
CE (µS/cm)	106 (61)	96 (46)	123 (33)	105 (40)	134 (103)	83 (9)	126 (34)	124 (41)	112	15
DO (mg/l)	7,9 (0,8)	5,9 (1,3)	6,0 (1,1)	7,9 (0,8)	7,3 (1,2)	7,9 (0,6)	9,5 (0,4)	8,1 (0,5)	6	15,7
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	28 (6)	28 (6)	37 (9)	30 (6)	45 (13)	----	47 (13)	32 (7)	35	22
Dureza (mg/l CaCO ₃)	27 (8)	23 (10)	26 (15)	15 (6)	31 (12)	26 (1)	31 (10)	35 (5)	27	23
N-NO ₃ ⁻ (µg/l)	138 (89)	153 (110)	189 (115)	217 (25)	421 (78)	105 (48)	196 (84)	379 (106)	225	51
N-NH ₄ ⁺ (µg/l)	33 (19)	55 (29)	30 (13)	26 (11)	49 (24)	48 (11)	148 (91)	103 (74)	61	69
N-NO ₂ ⁻ (µg/l)	<LD	<LD (1,0)	<LD (0,9)	8,5 (3,2)	14,8 (11,2)	<LD (1,4)	<LD (1,7)	<LD (1,6)	11,6	38,2
PT (µg/l)	112 (62)	81 (25)	180 (65)	123 (17)	116 (45)	74 (19)	170 (136)	158 (47)	127	31
PRS (µg/l)	44 (16)	48 (26)	64 (25)	33 (12)	61 (34)	32 (7)	25 (17)	78 (53)	48	38
DQO (mg/l)	41 (12)	22 (12)	15 (5)	17 (22)	37 (20)	14 (2)	23 (12)	----	24	44
ST (mg/l)	125 (47)	114 (40)	182 (72)	160 (24)	143 (63)	105 (15)	199 (127)	174 (35)	150	23
SS (mg/l)	16 (10)	17 (10)	80 (53)	65 (17)	43 (23)	21 (14)	75 (77)	62 (30)	47	56
SD (mg/l)	109 (41)	97 (39)	102 (27)	96 (24)	100 (60)	84 (4)	138 (58)	113 (30)	105	15
STF (mg/l)	88 (41)	77 (40)	144 (66)	117 (23)	104 (53)	64 (15)	142 (95)	133 (34)	109	28
STV (mg/l)	37 (10)	40 (15)	37 (11)	43 (8)	40 (21)	41 (14)	56 (34)	50 (27)	43	16

***Promedio** (*desvío standard*) para cada campaña, de los sitios Delta (n = 14). Los datos de los parámetros DQO, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ fueron obtenidos a partir de los casos mayores al LD. La última columna indica la variabilidad observada como coeficiente de variación porcentual (CV %).

Variación temporal de las características fisicoquímicas

En las aguas del Delta se observaron importantes variaciones temporales en la temperatura del agua (**figura 4.11 A**). En las campañas de primavera-verano (Nov-14, Feb-15, Nov-15, Mar-16, Dic-16) la temperatura fue significativamente mayor ($p < 0,05$) que en las de otoño-invierno (Ago-14, Jun-15, Jul-16), característico de una región con clima templado con amplitud térmica estacional. Los valores mínimos de T se hallaron en la campaña Jul-16, mientras que las máximas se reportaron en Feb-15.

Los niveles de Oxígeno Disuelto también variaron entre campañas (**figura 4.11 B**). En general se observaron menores niveles medios en las campañas correspondientes a los meses donde se registraron mayores T y mayores niveles en los meses más fríos. Los niveles de OD en todas las campañas se mantuvieron entre 5 y 10 mg/l con algunas excepciones en los meses con mayor temperatura, donde fue menor a 5 mg/l. El mínimo valor de OD (3 mg/l) se observó en el sitio I1 en Nov-14. Los niveles medio de pH (**figura 4.11 C**) se mantuvieron entre 7 y 7,3 en todas las campañas, detectando los menores valores medios en las campañas Nov-14, Feb-15, coincidentes con las campañas donde se hallaron los menores niveles de OD.

Los niveles de CE en los sitios del Delta (**figura 4.11 D**), presentaron algunas variaciones temporales. En la campaña Mar-16 correspondientes al evento El Niño (OS), se observaron los menores niveles, significativamente distintos ($p < 0,05$) a la mayoría de las campañas (excepto Ago-14 y Nov-14). Por otro lado, los mayores niveles se hallaron en Feb-15, Jul-16 y Dic-16, siendo significativamente mayores al resto de las campañas. Sin embargo, estos niveles no se asociaron con la estación del año, ni con los pulsos de inundación (esto se analizará con mayor detalle en la **sección 6.2**).

La alcalinidad de las aguas del Delta presentó algunas variaciones temporales significativas ($p < 0,05$) (**figura 4.11 E**), siendo mayores en feb-15, Nov-15 y Jul-16. Por lo general, cuando hay gran actividad fotosintética (meses más calurosos), los niveles de alcalinidad aumentan y viceversa, sin embargo, no se observó con claridad tal patrón. Los cambios se asociaron más a los cambios en los niveles de agua. Los niveles de Dureza fueron más homogéneos en el tiempo (**figura 4.11 F**), presentando los menores niveles en Jun-2015. La MO, expresada como DQO, presentó algunas diferencias, siendo mayores significativamente en las campañas Ago-14, Nov-15 y Jul-16 (**figura 4.12**).

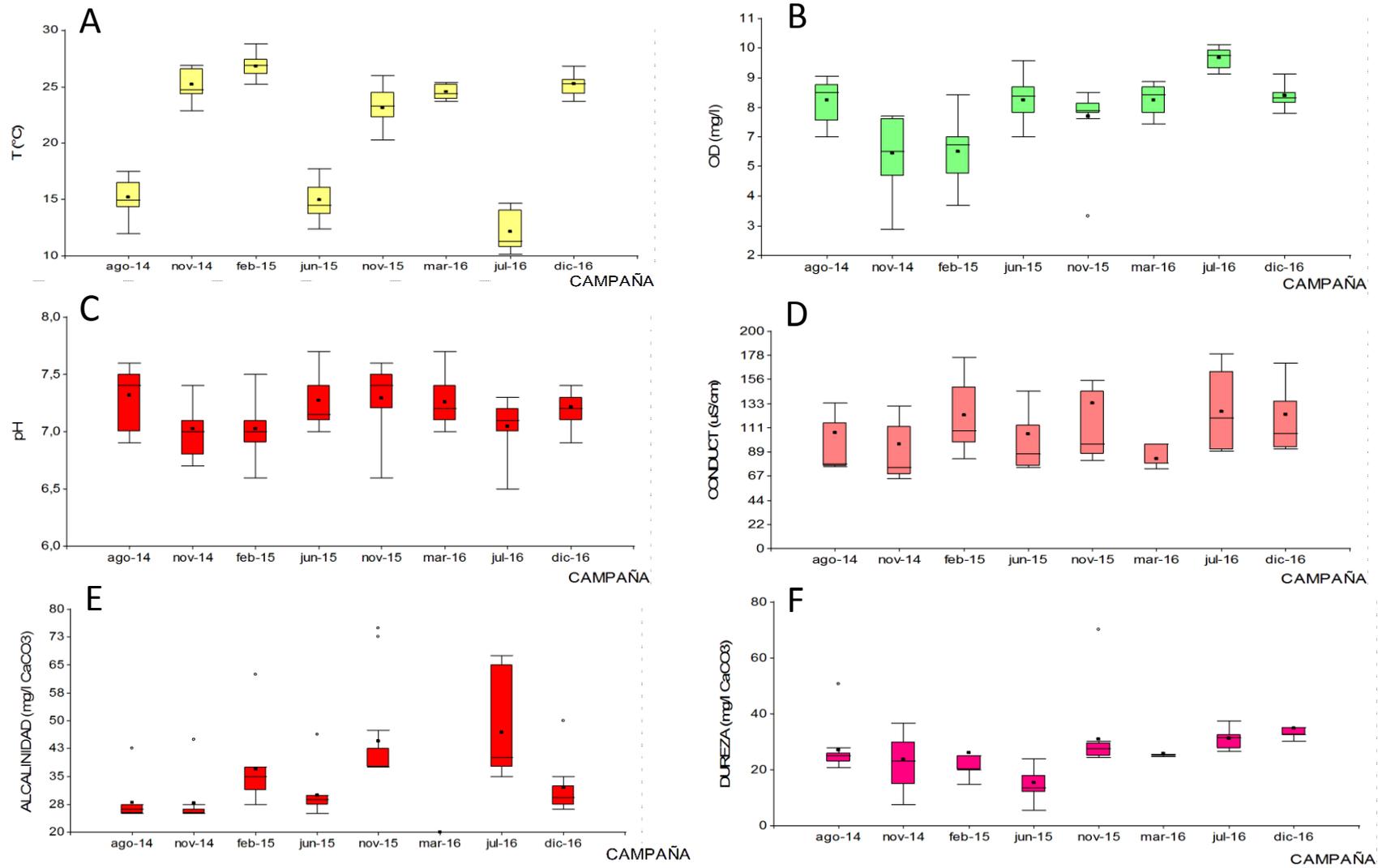


Figura 4.11. Variación temporal de parámetros fisicoquímicos en las aguas del Delta

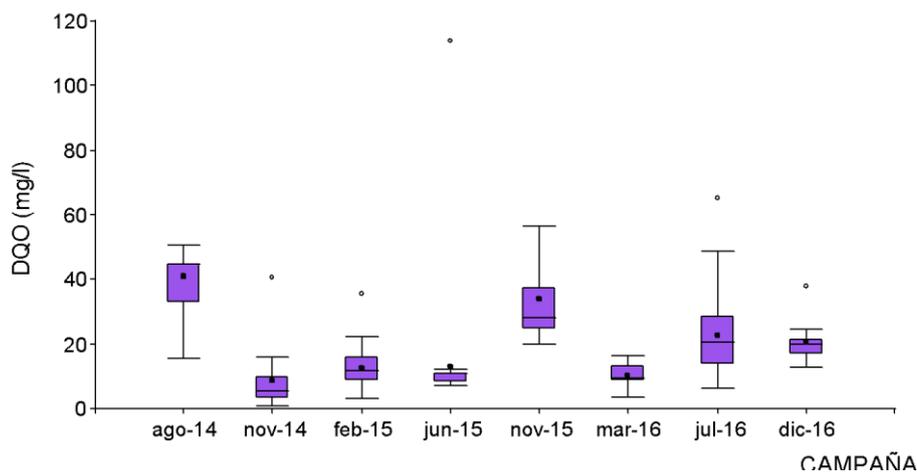


Figura 4.12. Variación de DQO en cada Campaña

Variación temporal de sólidos

De todas las fracciones de sólidos estudiadas (**figura 4.13**), la fracción de SS presentó la mayor variación temporal (**figura 4.13 C**). Los niveles medios más bajos de SS se correspondieron con los niveles más altos de agua: Ago-14 (16 mg/l) y Mar-16 periodo El Niño (OS) (21 mg/l) y también en Nov-14. Mientras que la mayor concentración media de SS fue en Feb-15, luego de un cierto retraso con respecto al pico de descarga del Bermejo ([COREBE, 2017](#)). El Río Bermejo exhibe una fuerte correlación entre las concentraciones de SS y la descarga ([Mugni et al., 2005b](#)), con inundaciones que ocurren regularmente entre enero y marzo. En consecuencia, los contenidos más altos de SS en el Paraná durante este estudio se midieron durante esta campaña. Los ST (**figura 4.13 A**) y STF (**figura 4.13 E**) mostraron un patrón similar a los SS, mientras que los STD (**figura 4.13 B**) y STV (**figura 4.13 D**) no presentaron diferencias temporales importantes.

En la campaña Jul-16 las concentraciones de las distintas fracciones de sólidos de los sitios M1-M5 fueron mayores que el resto de los sitios y campañas. Esto se correspondió con condiciones meteorológicas de fuertes vientos en el momento de muestreo, lo que pudo provocar la resuspensión de materiales de fondo que se tradujo en un aumento en la cantidad de Sólidos.

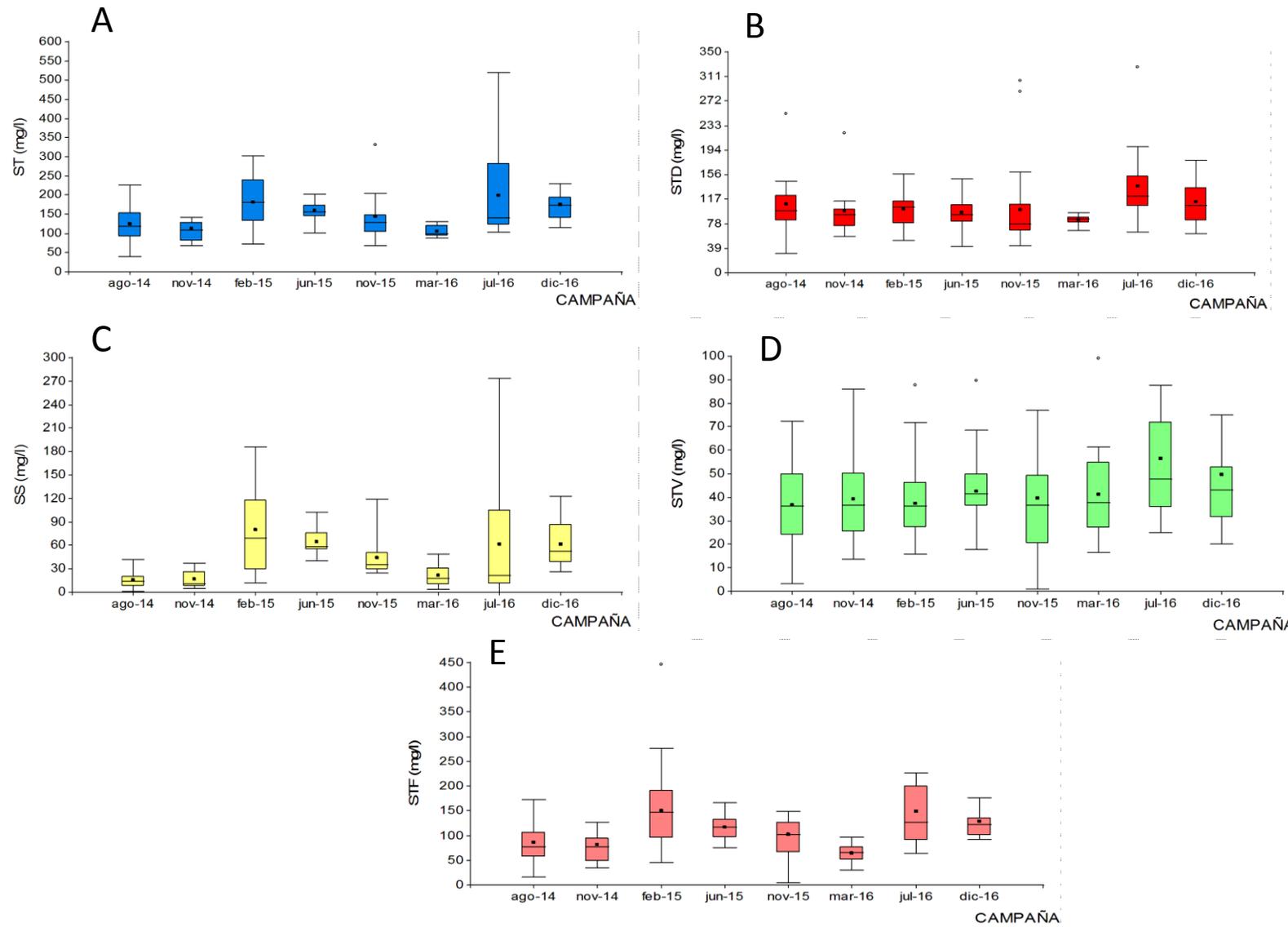


Figura 4.13. Variación temporal de sólidos en las aguas del Delta

Variación temporal de Nutrientes

Los nutrientes presentaron variaciones temporales significativas, sobre todo las especies de N (**figura 4.14**). Respecto al PT (**figura 4.14 A**), se observaron algunas variaciones temporales, donde se hallaron mayores niveles medio en las campañas Feb-15 y Jul-16, mientras que en Mar-16 se registraron los menores niveles. La campaña Jul-16 se correspondió con condiciones meteorológicas de mucho viento, sobre todo en los sitios del sector Medio, lo que podría haber aumentado los niveles de ST y consecuentemente un aumento en concentración de PT asociado a las partículas. Los altos niveles de PT en Feb-15 se pueden asociar al aporte de SS del Río Bermejo en esta época del año, que trae asociada una carga mayor de P (Mugni *et al.*, 2005b).

Las concentraciones de SRP y N-NO_3^- presentaron algunas variaciones temporales significativas ($p < 0,05$) (**figura 4.14 B y C**). Estas diferencias estuvieron más asociadas a los pulsos de inundación, siendo menores significativamente cuando el nivel de agua de Río Paraná fue alto (Ago-14, Mar-16, Dic-16). Sin embargo, fueron los únicos parámetros que presentaron además una tendencia estacional (aunque no significativa) aumentando en los meses más calurosos (primavera-verano) (**figura 4.15**). Los niveles de N-NH_4^+ fueron mayores en las campañas Jul-16 y Dic-16, pos evento El Niño (OS) (**figura 4.14 D**).

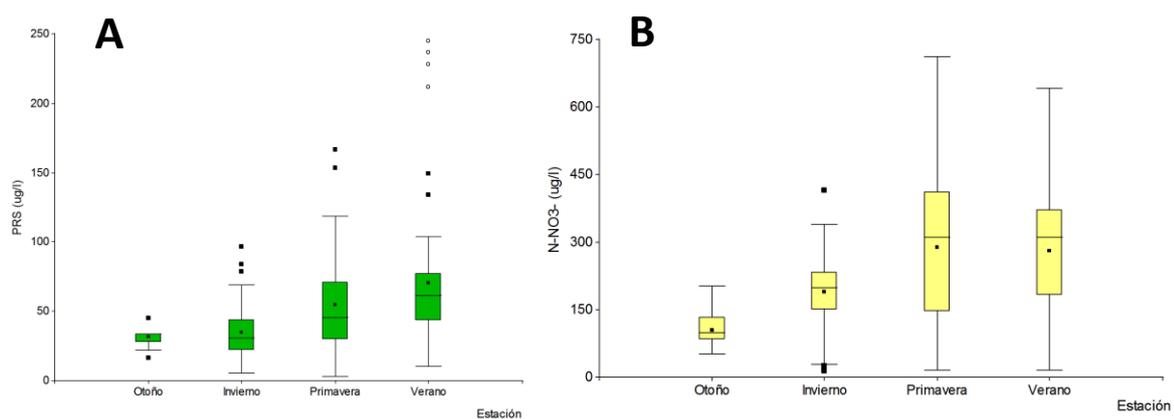


Figura 4.15. Variación estacional de PRS (A) y N-NO_3^- (B)

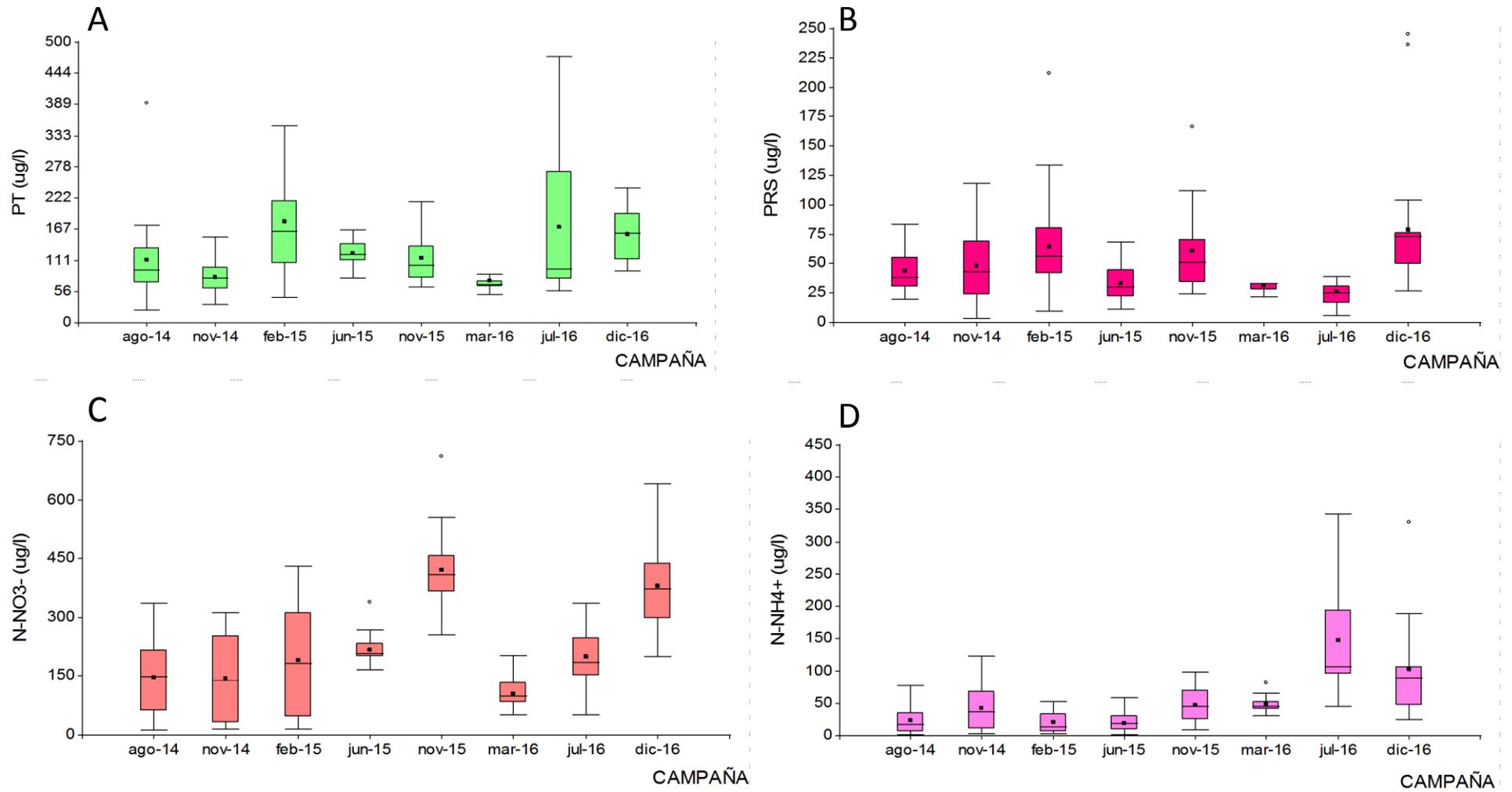


Figura 4.14. Variación temporal de nutrientes en las aguas del Delta

Análisis general de la variación temporal

El ACP de todas las variables clasificadas según las campañas muestra una dispersión heterogénea respecto de las mismas (**figura 4.16**). Si bien la componente principal 1 separa 4 campañas (Mar-16; Ago-14, Jun-15 y Nov-14) con menores niveles de las variables, no se observa un patrón de agrupamiento según la estacionalidad, ni tampoco según los niveles de agua asociados a cada campaña. Sin embargo, si se realiza este análisis para los nutrientes y sólidos en suspensión (**figura 4.17**) se observa un agrupamiento respecto de la componente principal 1 (que explica el 49 % de la variabilidad total) que comprende 4 campañas con menores niveles de las variables asociadas a esta componente, y que se condice, en general, con aquellas campañas donde se observan mayores niveles de agua (este aspecto se abordará con mayor detalle en el capítulo 6). Estos resultados sugieren la importancia de los pulsos de inundación en la variabilidad del sistema, más que la estacionalidad. La información estadística se amplía en el **ANEXO VI-D**

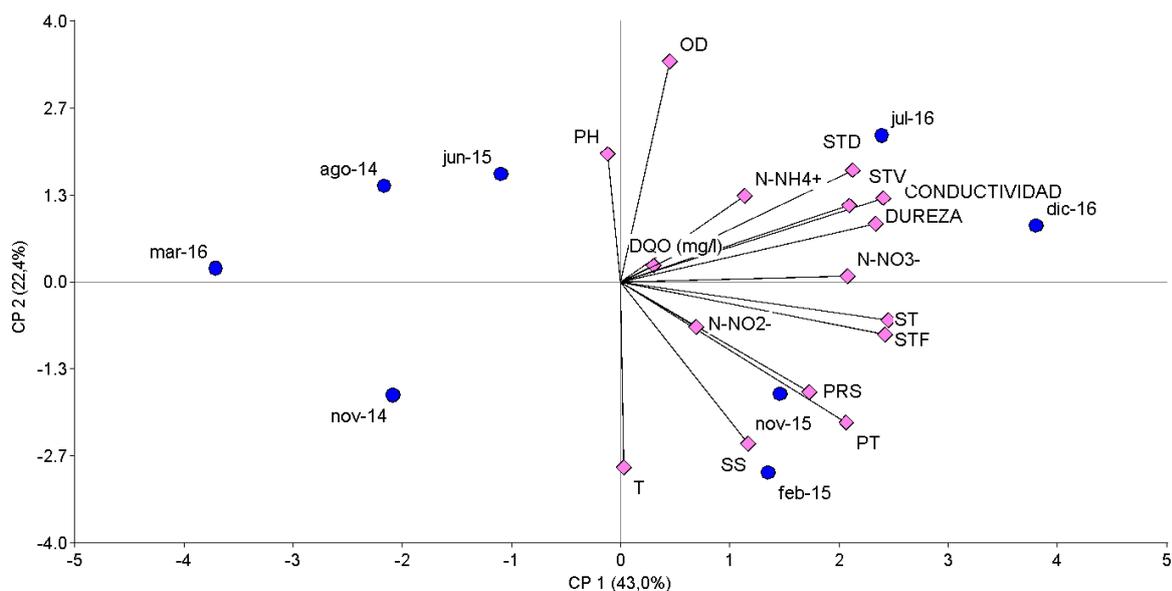


Figura 4.16. Análisis de Componentes Principales para todas las variables, clasificadas por campaña.

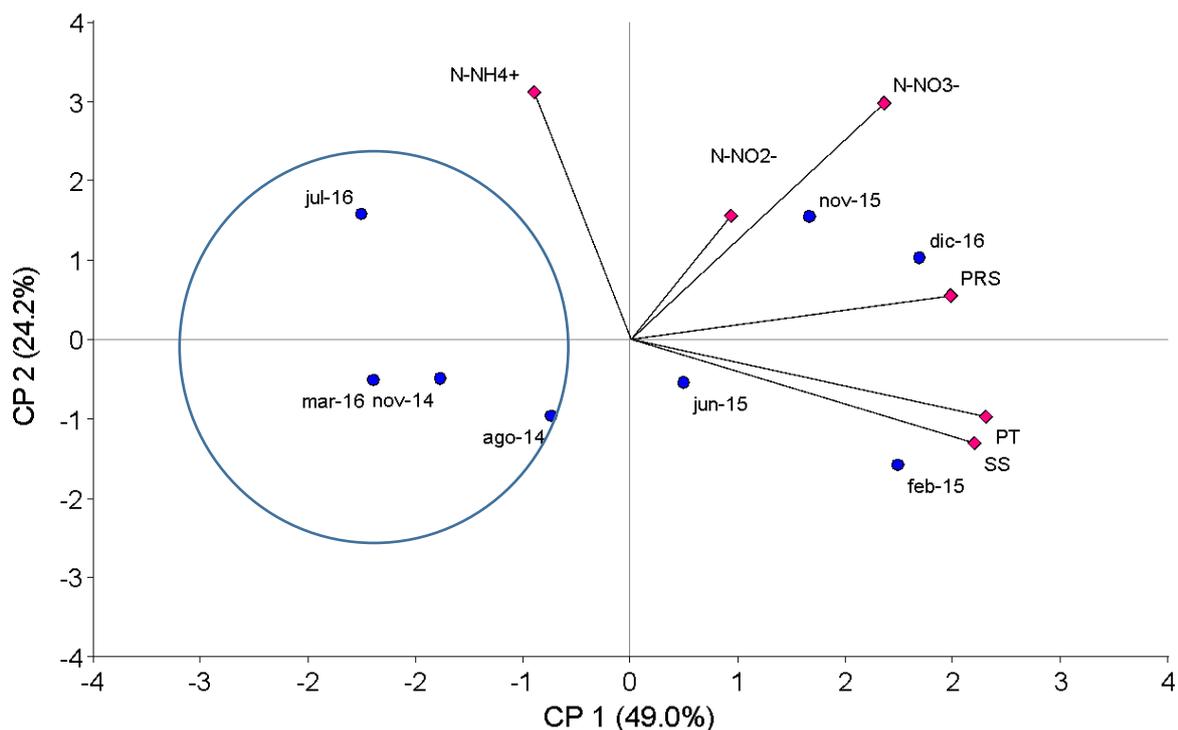


Figura 4.17. Análisis de Componentes Principales para las variables nutrientes y SS, clasificadas por campaña.

4.5 Relaciones entre variables

Correlaciones entre variables

Con el fin de explorar y detectar relaciones entre variables y su grado de asociación, se realizaron los análisis de correlación correspondientes a todas las variables estudiadas. Ninguna variable se ajustó satisfactoriamente a una distribución normal, por lo que para analizar las correlaciones se utilizaron los coeficientes de Spearman. Se ha encontrado un gran número de correlaciones significativas. En la [tabla 4.4](#) se muestran las correlaciones entre las variables estudiadas para los sitios Delta, con módulos de coeficientes Spearman mayores a 0,5. La [figura 4.18](#) muestra los gráficos de dispersión correspondientes con la recta de ajuste lineal. En estas correlaciones no existe a priori ninguna variable predictora ni respuesta de manera que la existencia de correlación no implica relación jerárquica de dependencia de una variable sobre la otra.

Se observa que en los sitios estudiados, el OD presentó una correlación significativa y negativa con la T, consistente con la ley de Henry. El resto de las correlaciones estuvieron asociadas a los sólidos. La CE presentó correlaciones significativas y positivas con STD y STF, Alcalinidad y Dureza.

Estos últimos parámetros representan una fracción importante de los sólidos disueltos. La estrecha correlación de la CE con dureza y alcalinidad, podría ser explicada por el hecho de que la conductividad es una medida indirecta de la concentración de cationes calcio, magnesio, sodio, potasio, y aniones carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros principalmente. Por otra parte, se observa que la mayor proporción de P en el Delta se encuentra asociada a los sólidos. Esto es evidenciado por las correlaciones significativas y positivas halladas tanto con el contenido del ST como con SS y STF. Una correlación similar entre SS y PT se halló en Rock River, EEUU (Mbonimpa *et al.*, 2014). Es importante observar que la buena correlación hallada entre PT y los sólidos sugiere además que, en general, existe un bajo aporte externo de P soluble en el sistema, aunque se puede observar que algunos puntos exhiben un comportamiento alejado en referencia al patrón de linealidad general. Estos puntos se corresponden con los sitios M4 e I1 (con un mayor impacto antrópico) evidenciando una mayor concentración de P soluble que podría estar asociado al impacto antrópico en estos sitios, como se mencionó anteriormente.

Tabla 4.4. Correlación de Spearman (sitios Delta)

Variable(1)	Variable(2)	n	Spearman	p-valor
T	OD	282	-0,58	<0,0001
CE	ALCALINIDAD	261	0,63	<0,0001
CE	DUREZA	282	0,53	<0,0001
CE	STD	282	0,90	<0,0001
CE	STF	282	0,59	<0,0001
ST	SS	282	0,63	<0,0001
ST	STD	282	0,52	<0,0001
ST	STF	282	0,82	<0,0001
ST	PT	282	0,68	<0,0001
SS	STF	282	0,61	<0,0001
SS	PT	282	0,71	<0,0001
STD	STF	282	0,62	<0,0001
STF	PT	282	0,71	<0,0001

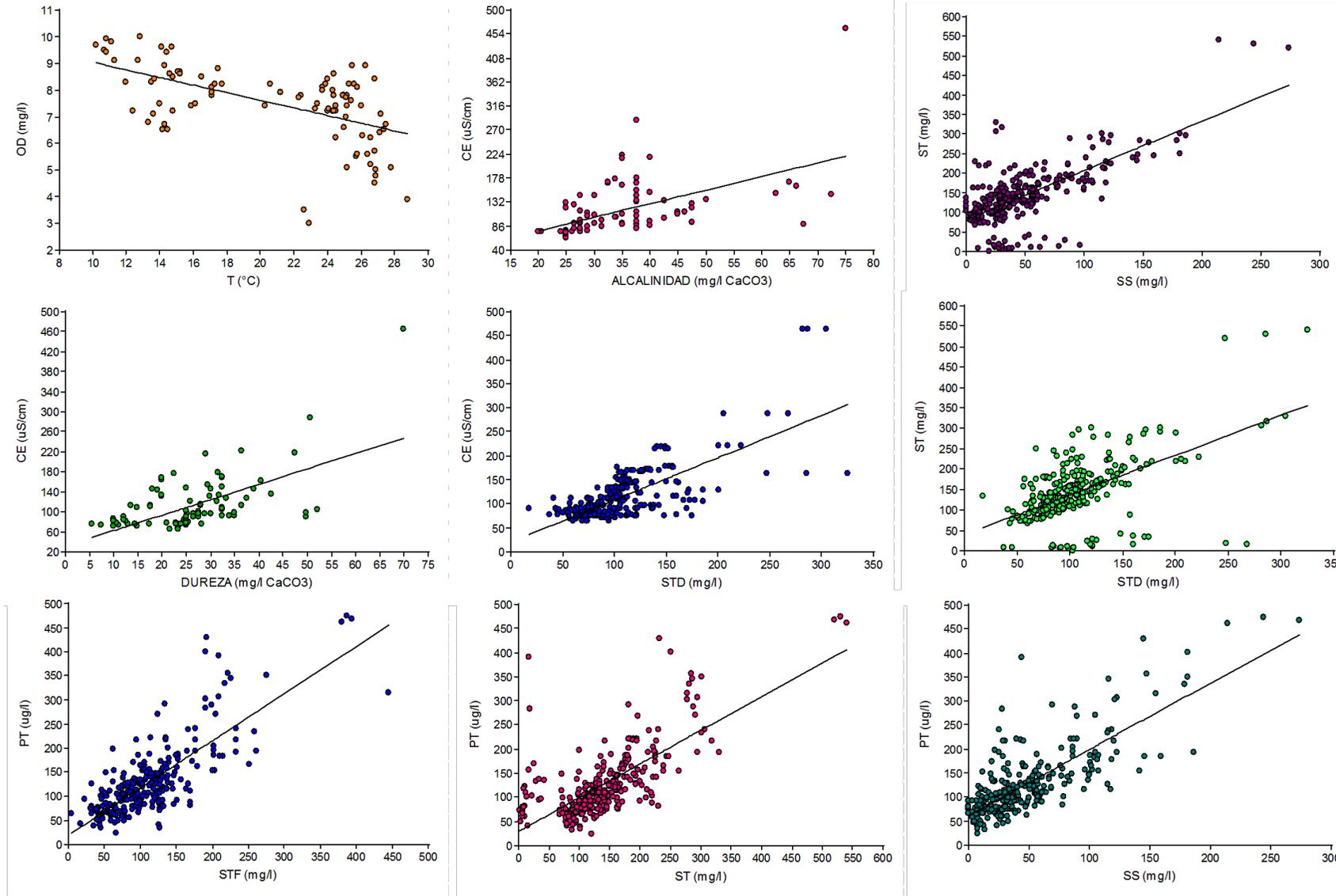


Figura 4.18. Gráficos de dispersión de las variables correlacionadas

Relación Nitrógeno : Fósforo

La relación entre N y P resulta de interés ya que permite observar patrones y/o dinámica de ambos nutrientes, además de proveer información acerca de impactos asociados a actividades agrícolas/ganaderas/urbanas (Arbuckle y Downing, 2001). Está ampliamente aceptado que en general la composición interna de las células del fitoplancton responde a la relación de Redfield (1934), $N : P = 16$ (relación molar). Esta relación se ha usado tradicionalmente para identificar posibles limitaciones de nutrientes para el desarrollo de grupos específicos. En este trabajo, la obtención de la relación de las variables tiene como finalidad encontrar patrones que describan algún cambio. Particularmente se trabajó con la relación NID : PRS, es decir, la relación de las especies disueltas. Es notable observar que en promedio las aguas del Delta responden a esta misma relación, sin embargo se observan algunas diferencias entre sectores (**figura 4.19**). La relación disminuye del sector superior al inferior de los sitios del Delta, debido a la disminución en la concentración de NID. Analizando esta relación en el tiempo para los sitios Delta (**figura 4.20**), en Jun-15, Nov-15 y Jul-16 se hallaron los mayores valores de NID : P. En las campañas de 2014; Feb-15 y Mar-16 los niveles fueron similares entre si y menores que el resto. Sin embargo no se halló un patrón estacional.

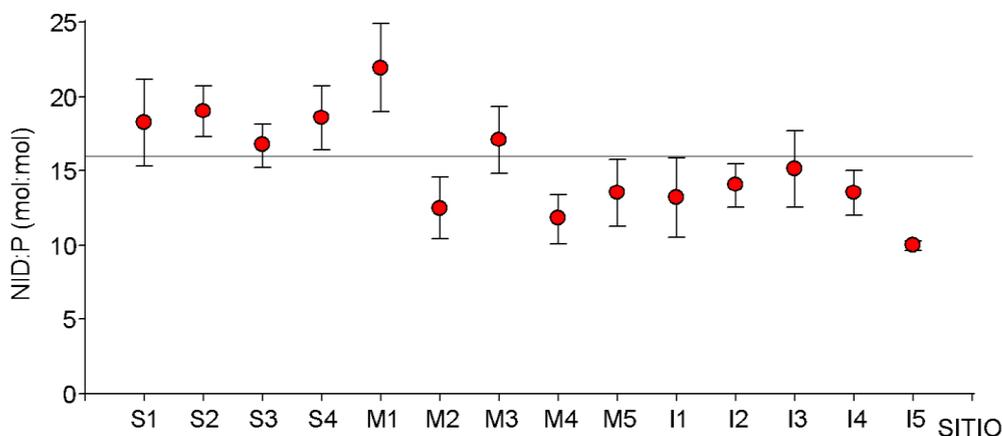


Figura 4.19. Gráfico de puntos (media \pm error) de la relación NID : P en cada sitio.

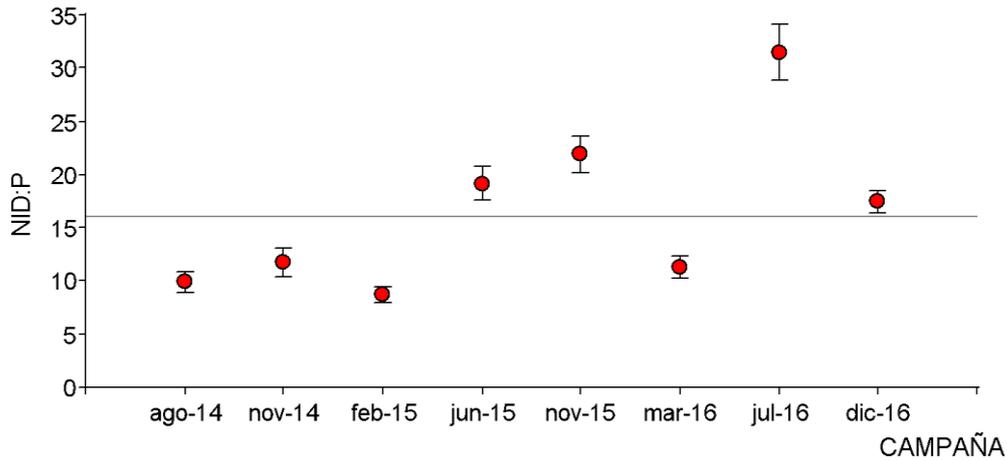


Figura 4.20. Gráfico de puntos (media ± error) de la relación NID : P en cada campaña.

Relación P Soluble : P total

La relación PRS : PT brinda información sobre la proporción de P soluble que circula en las aguas respecto del PT. Las aguas del Delta presentan en promedio una relación de 0,4 en los sitios Delta. Los sitios M, en general mostraron menores niveles que el resto de los sitios (**figura 4.21**). Entre campañas, en Jun-2015 y Jul-2016 se hallaron los menores niveles, mientras que los mayores niveles se hallaron en Nov-14 y Nov-15. En general en los meses de primavera-verano se hallaron mayores niveles que en los meses más fríos (**figura 4.22**). Por otro lado, si bien hay una tendencia lineal positiva entre PT y PRS para los sitios Delta, la correlación entre las variables es débil, indicando que el P soluble se encuentra en las concentraciones halladas independientemente de la concentración de PT que viene asociada a los SS, que presentan una correlación significativa ($p < 0,05$) y positiva ($R^2 = 0,6$).

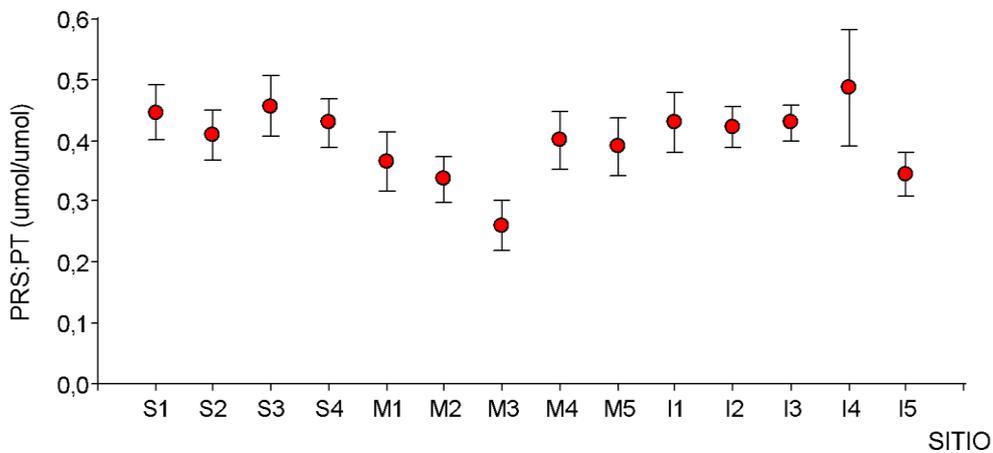


Figura 4.21. Gráfico de puntos (media ± error) de la relación PRS : PT en cada sitio.

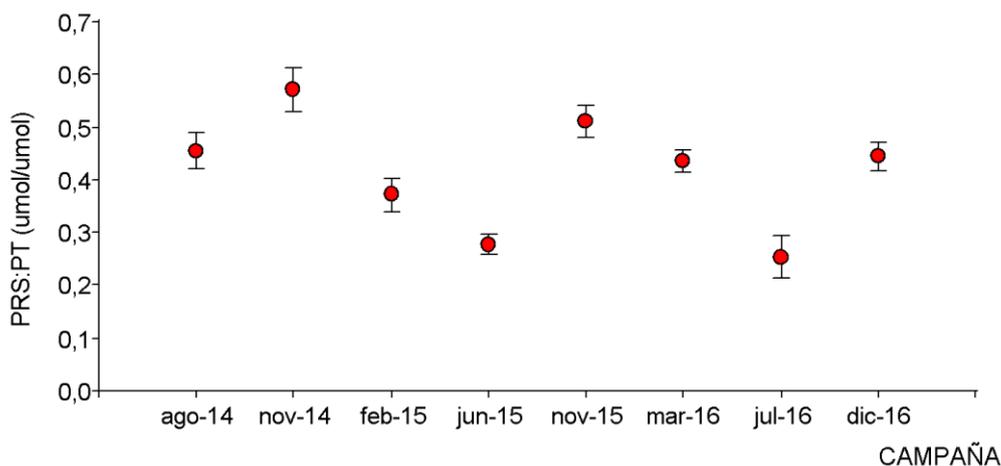


Figura 4.22. Gráfico de puntos (media ± error) de la relación PRS : PT en cada Campaña.

Relación N-NO₃⁻ : N Inorgánico Disuelto

La relación N-NO₃⁻ : NID da información acerca de la proporción de la especie N-NO₃⁻ frente al N inorgánico disuelto (NID). En los sitios estudiados en general el N-NO₃⁻ representa cerca del 80 % del NID. Las **figuras 4.23 y 4.24** muestran la Relación N-NO₃⁻ : NID en cada sitio y cada campaña respectivamente. Por un lado se observa que los sitios del Delta Superior presentan mayor proporción de N-NO₃⁻ que los sitios del sector medio (esto se discutirá con mayor detenimiento en el capítulo 6) y por otro lado se observa que existe una variación en el tiempo que no responde a cambios estacionales.

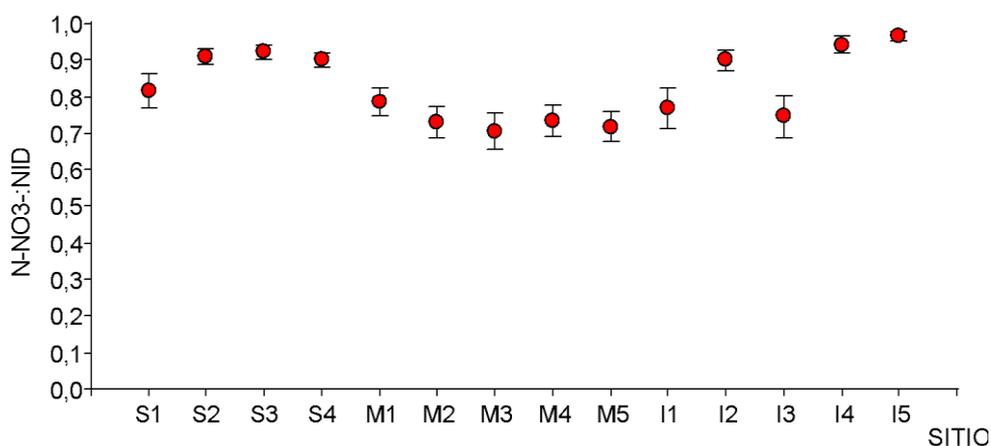


Figura 4.23. Gráfico de puntos (media ± error) de la relación N-NO₃⁻ : NID en cada Sitio

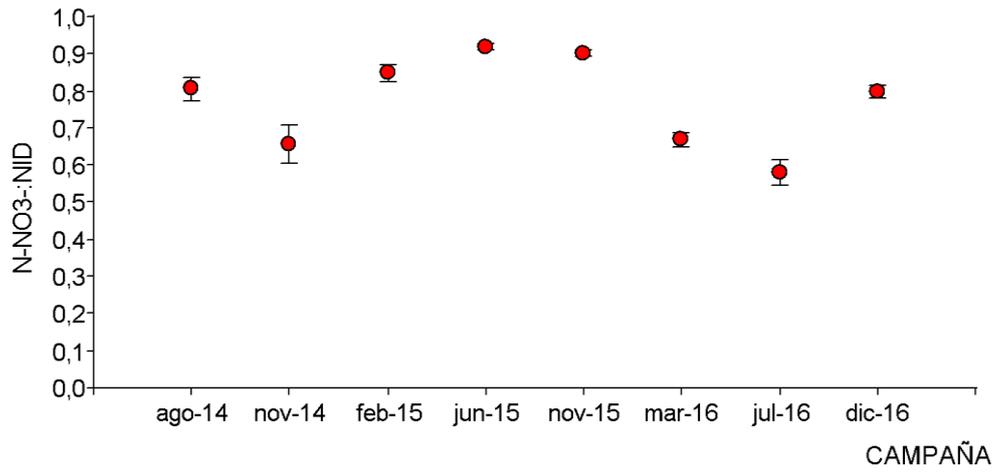


Figura 4.24. Gráfico de puntos (media \pm error) de la relación $N-NO_3^-:NID$ en cada Campaña

4.6 Conclusiones del capítulo

- Los niveles de concentración de los parámetros estudiados en las aguas del Delta se hallaron dentro de los niveles guía de protección de biota acuática y otros usos del agua.
- Los niveles de concentración de los parámetros estudiados en las aguas del Delta en general son similares o menores a otros Ríos y Deltas del mundo, excepto Amazonas y Orinoco en zonas no impactadas, donde se hallaron niveles aun menores.
- Si bien, el Delta del Paraná en la porción entrerriana presenta una gran heterogeneidad de paisajes, distintos tipos de suelos y distintos emplazamientos geomorfológicos; la variabilidad temporal de los parámetros estudiados en sus aguas fue mayor que la variabilidad espacial en todos los casos excepto pH, Alcalinidad, y Dureza, donde la variabilidad fue similar.
- La variación temporal de nutrientes, en general estuvo más asociada a variaciones en la hidrología y pulsos de inundación que a patrones estacionales.
- Se observaron diferencias significativas en los niveles de nutrientes entre sitios del Delta, hallándose los mayores niveles en 2 sitios con cercanía a actividades urbano-agrícola-ganadero.
- En las aguas del Delta, los niveles de OD se asociaron a los niveles de Temperatura, de manera inversamente proporcional, siguiendo la Ley de Henry. Mientras que los niveles de PT se asociaron al contenido de sólidos totales y en suspensión de manera directamente proporcional, así como también los niveles de sólidos disueltos, dureza y alcalinidad con la Conductividad.
- Se observó una disminución en la relación NID : PRS del sector superior al inferior en los sitios del Delta, dada por una mayor disminución del NID.
- En general en los meses de primavera-verano se hallaron mayores niveles de PRS : PT que en los meses de menor temperatura.
- El N-NO_3^- representa el aporte más importante (cerca del 80%) del NID en las aguas del Delta, siendo el nutriente disuelto más importante para evaluar cambios. Los sitios del Delta Superior presentan mayor proporción de N-NO_3^- que los sitios del sector medio (este aspecto se retoma en el capítulo 6).

CAPÍTULO 5

Caracterización de cursos de agua
tributarios al Delta, provenientes de
Entre Ríos

Sobre los límites superiores del Delta ingresan tributarios que discurren en sentido Norte-Sur dentro de la provincia de Entre Ríos. Los más importantes son el Río Gualeguay, A° Clé y el A° Nogoyá. Otros cursos menores como el A° Sauce, A° Ensenada, A° Ñancay, también discurren o vierten sus aguas sobre la planicie de inundación del Delta. Si bien cada uno de ellos posee características diferentes, el patrón general del paisaje en sus tramos finales tiene predominio de áreas inundables en forma temporaria y con relativa orientación en el drenaje (Malvárez, 1997). Sin embargo, estos cursos poseen características fisicoquímicas que se diferencian de las del propio Delta, como se mostró en el capítulo anterior.

En este capítulo se analizan esas diferencias con mayor detalle y se comparan con las aguas del Delta del Paraná. Particularmente se analiza con mayor profundidad el afluente más importante (Río Gualeguay) respecto del ingreso de sus aguas en el Delta medio.

Este análisis resulta de interés ya que a través de estos afluentes discurre agua proveniente de otras cuencas hidrográficas, que atraviesan zonas con distintos usos del suelo y que finalmente tienen su destino en las aguas del Delta.

5.1 Tributarios N-S de Entre Ríos: características y variación espacio-temporal

La **tabla 5.1** resume la información de todos los parámetros estudiados en cada afluente y se muestra también información de los sitios Delta con el fin de poder compararlos.

En general, se observaron importantes variaciones espaciales de las características fisicoquímicas entre los propios afluentes y también con respecto al Delta, para todos los parámetros estudiados, excepto la T, que no mostró diferencias relevantes, más que la propia variación estacional, característica del clima templado. La extensión de las cuencas y los caudales de los afluentes estudiados fueron diferentes, variando desde una gran cuenca como la del Río Gualeguay a pequeños cursos como el A° El Sauce. Este último presentó una escasa cantidad de agua en la mayoría de los muestreos, por lo que solo se cuenta con información de las primeras 3 campañas (Ago-14; Nov-14; Feb-15).

El análisis multivariado realizado, muestra las distintas características entre afluentes respecto al Delta. El ACP (**figura 5.1**) agrupó las variables evaluadas en 2 componentes principales, que representan el 85,8 % de la varianza acumulada. Los factores de peso de las variables y los porcentajes de la varianza total se muestran en el **ANEXO VI-E**. El primer factor explica el 45.9 % de la varianza total y se correlaciona con todos los nutrientes, las distintas fracciones de sólidos,

CE, Dureza y Alcalinidad, con valores positivos. El segundo factor explica el 38,9 % de la variabilidad y correlaciona positivamente con SS, DQO y negativamente con OD. Se observa una gran dispersión de los sitios, observándose distintas características. Gran parte de la variabilidad de los A° Nogoyá, A° Clé y A° Ensenada son explicadas por las mismas variables (N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, pH, CE, PRS, Alcalinidad y Dureza), presentando características similares entre ellos. El A° Ñancay aporta gran parte de la variabilidad asociada al contenido de Sólidos. EL A° el Sauce presenta un alto contenido de SS y DQO, que lo diferencia del resto de los afluentes. Por su parte, el Río Gualeguay presenta, en general, menores niveles de los parámetros estudiados con respecto a los demás afluentes, aunque mayores a los sitios del Delta. El gráfico de estrellas (**figura 5.2**) muestra cualitativamente y proporcionalmente estas diferencias para cada sitio en particular.

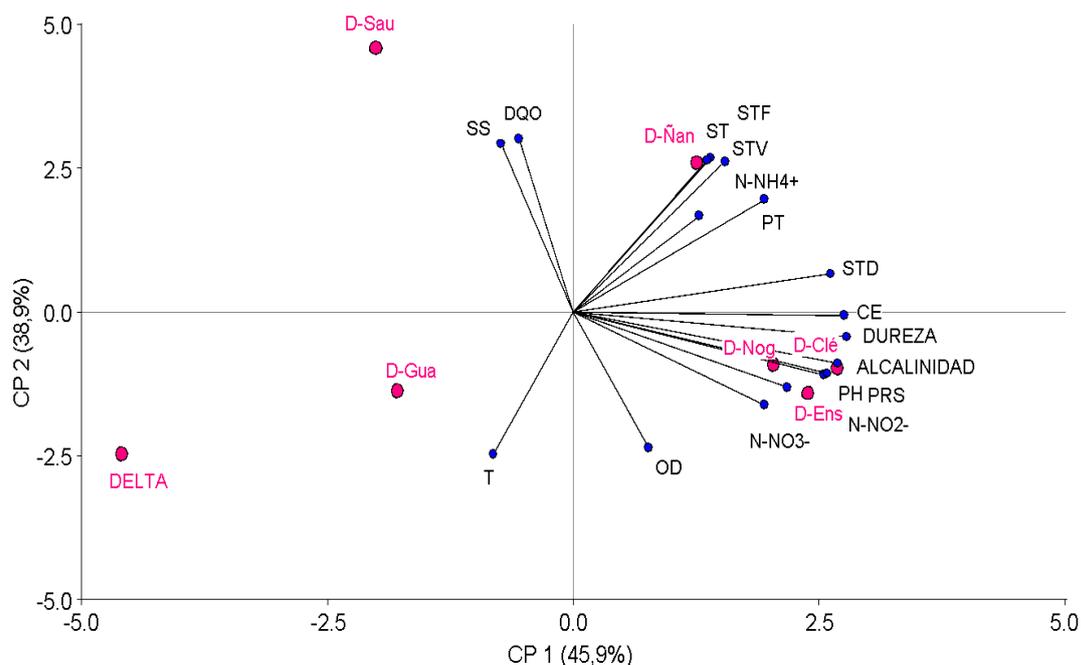


Figura 5.1. Análisis de componentes principales de todas las variables clasificadas según los afluentes al Delta y el propio Delta

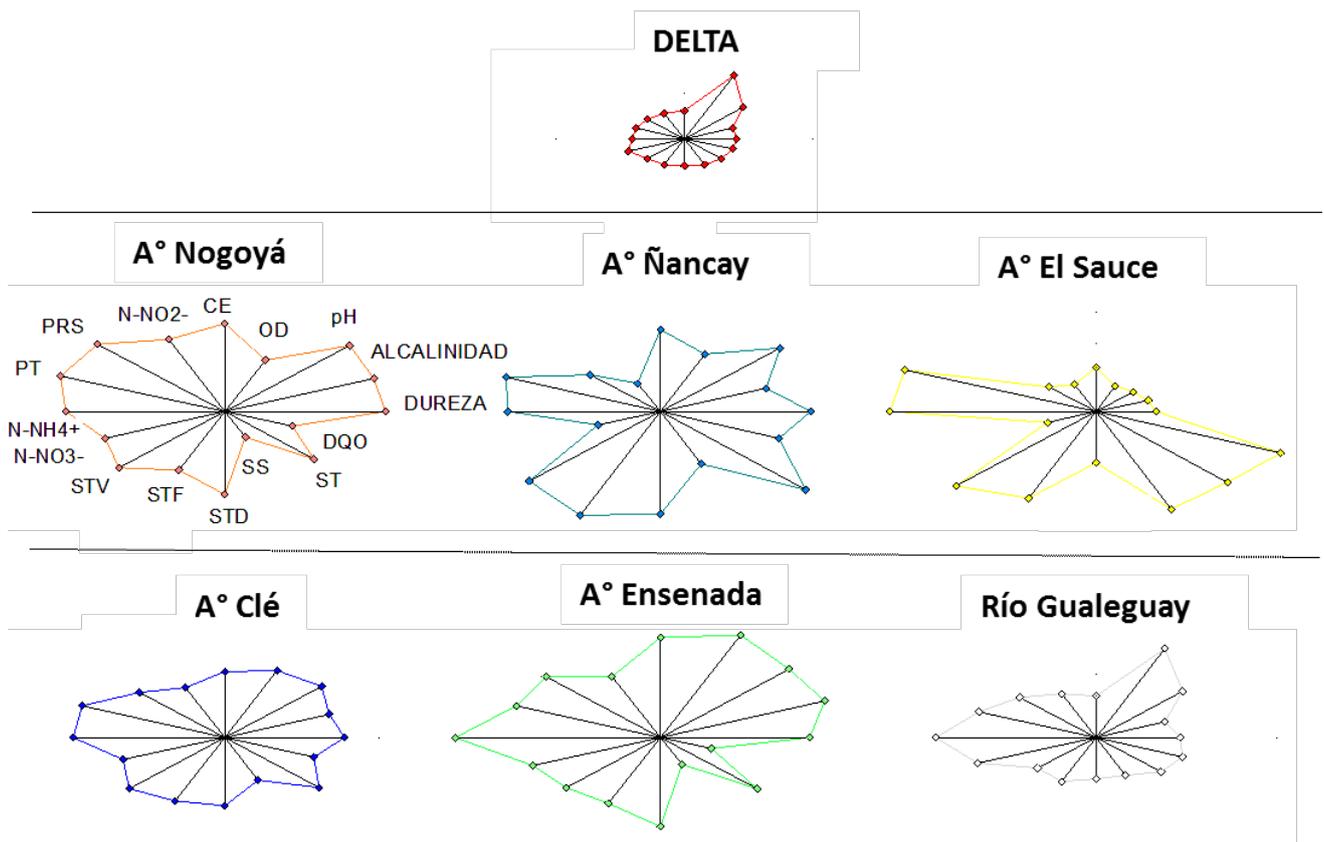


Figura 5.2. Gráfico de estrellas para los afluentes y Delta donde se visibilizan cualitativamente las diferencias espaciales entre los afluentes y el Delta.

Tabla 5.1 Media y Desvío estándar (SD) de todos los parámetros medidos en los afluentes y Delta en todas las campañas

Variable	A° Clé		A° Ensenada		Río Gualeguay		A° Nogoyá		A° Ñancay		A° Sauce		Delta	
	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
T (°C)	19,1	5,6	20,5	5,2	20,3	6,7	20,3	6,2	18,3	7,5	18,9	7,8	20,77	5,62
OD (mg/l)	7,8	2	8,3	1,2	8	1,1	7,1	1,5	7,2	2,9	6,5	1,9	7,5	1,42
PH	7,8	0,3	7,9	0,4	7,5	0,3	7,9	0,2	7,8	0,4	7	0,2	7,18	0,26
CE (uS/cm)	465	133	599	379	202	99	521	148	484	495	225	57	114	54
ALCALINIDAD (mg/l CaCO ₃)	248	77	303	178	84	51	269	86	169	118	43	---	35	11
DUREZA (mg/l CaCO ₃)	161	63	128	82	60	24	140	42	131	108	35	30	27	11
DQO (mg/l)	32	18	22	16	43	22	31	12	61	26	99	21	21	17
ST (mg/l)	453	58	463	259	296	81	420	77	719	341	645	403	153	68
SS (mg/l)	89	79	52	88	111	57	44	39	185	191	424	434	47	43
STD (mg/l)	367	95	409	238	170	64	375	89	474	359	219	42	105	43
STF (mg/l)	338	57	359	204	222	62	310	71	587	301	486	381	112	60
STV (mg/l)	115	18	104	62	64	14	116	31	144	43	154	52	43	22
PT (ug/l)	475	183	376	291	303	83	430	113	403	187	499	348	129	75
PRS (ug/l)	329	171	296	243	176	60	337	79	157	101	83	67	49	34
N-NO ₃ ⁻ (ug/l)	1259	717	816	1017	749	395	760	607	283	251	170	194	233	139
N-NH ₄ ⁺ (ug/l)	98	76	148	107	120	92	119	50	115	39	149	21	55	61
N-NO ₂ ⁻ (ug/l)	25,2	40,4	15,2	20,5	9,4	8,9	18,6	22,4	4,3	2,7	4	2,7	3,21	5,15
NID (ug/l)	1533	595	979	978	883	390	897	632	403	250	323	202	291	158

Los afluentes presentaron niveles medios de OD entre 6 y 8 mg/l, aptos para sostener la vida de organismos acuáticos, sin diferencias significativas entre sitios (**figura 5.3 A**). Al igual que lo observado para los sitios Delta, el OD en los tributarios presentó una correlación significativa y negativa con la T, consistente con la ley de Henry. Sin embargo, se hallaron niveles extremos menores (entre 3 y 4 mg/l) para los A° Ñancay, A° Nogoyá y A° Clé, en las campañas de Nov-14 y Nov-15. Mientras que el máximo nivel medio se halló en el A° Ensenada, en un escenario de crecimiento de algas, que podría haber incrementado su concentración.

El pH en la mayoría de los afluentes resultó significativamente más básico (niveles medios entre 7,5 y 8) que en las aguas del Delta (7,2) (**figura 5.3 B**). Paralelamente, los afluentes Ensenada, Nogoyá, Clé y Ñancay presentaron los mayores niveles promedio de alcalinidad y dureza, entre 5 y 9 veces mayores a los sitios Delta, mientras que los sitios Gualeguay y Sauce presentaron niveles entre 1 y 2 veces mayores a los del Delta (**figura 5.3 C**). El incremento de la dureza en aguas naturales está frecuentemente asociado con un incremento en el pH y en la Alcalinidad (Stumm y Morgan, 1996). En este sentido, se observaron correlaciones significativas de la CE con Alcalinidad, Dureza y pH (**tabla 5.2**), sugiriendo por un lado que los iones Ca^{+2} , Mg^{+2} , HCO_3^- principalmente, representan una fracción importante de los sólidos disueltos, y por otro, que el aumento de la concentración de sales disueltas generan un aumento en el pH, posiblemente debido a procesos de hidrólisis de aniones débiles.

Los niveles de materia orgánica, medidos como DQO en los tributarios, resultaron significativamente mayores ($p < 0,05$) a los niveles hallados en los sitios Delta siendo los niveles medio del A° Sauce hasta casi 5 veces superiores, mientras que el río Gualeguay presentó niveles de DQO cerca del doble (**figura 5.3 D**). A su vez, los niveles de DQO presentaron una correlación significativa y positiva con los SS (**tabla 5.2**), aumentando de oeste a este según los sitios estudiados. Es interesante notar que esta tendencia espacial es coincidente con el mayor grado de erosión del suelo (Sasal *et al.*, 2015b), siendo mayor en la zona donde se encuentran los A° Sauce y Ñancay (**ANEXO V-C**).

Por otro lado, las sales disueltas en los tributarios estudiados, medidas a través de la CE y STD (**figura 5.3 E y F**) mostraron niveles medios entre 2 y 6 veces mayores a los niveles del Delta, respectivamente. El Río Gualeguay, río principal de la hidrografía de Entre Ríos, presentó menores diferencias en concentración de sales disueltas con respecto al Delta, comparado con el resto de los afluentes. Mientras que el A° Ensenada presentó los mayores niveles medios de los afluentes estudiados, con una gran variabilidad en el tiempo ($SD = 378$). Los A° Ensenada y Nogoyá

presentaron niveles medios similares de SS que las aguas del Delta, mientras que el resto presentó niveles entre 2 y 8 veces mayores. Los arroyos Ñancay y Sauce presentaron la mayor variabilidad de SS en el tiempo ($SD = 131$ y $SD = 434$ respectivamente), lo que se asoció con la gran variación de sus caudales, mientras que en el Río Gualeguay y en el A° Nogoyá se observó menor variabilidad ($SD = 57$ y $SD = 39$ respectivamente), similar a la hallada para el Delta ($SD = 43$). Si se analiza la proporción de las fracciones sólidas (**figura 5.3 F**), se observa que en los sitios Delta, la proporción de SS respecto de los ST representan aproximadamente un 30 % mientras que en los afluentes los porcentajes van del 10 % en los A° Ensenada y Nogoyá, hasta 65 % en el A° Sauce, que presenta la mayor proporción de SS. El alto potencial de erosión en los suelos cercanos a este último arroyo, sumado a los bajos caudales que presentó en los periodos muestreados (de unos pocos m^3/s) podrían explicar las diferencias halladas.

En cuanto a los nutrientes, todos los tributarios presentaron mayores niveles con respecto a los sitios Delta. Los niveles de NID ($N-NO_2^- + N-NO_3^- + N-NH_4^+$) fueron hasta 5 veces mayores en el A° Clé, y 3 veces en los A° Ensenada, Nogoyá y Río Gualeguay, que los sitios Delta (**figura 5.4 A**). De las especies de N, $N-NO_3^-$ fue la que más variabilidad presentó. Representa cerca del 80 % del N inorgánico en los sitios Delta, y entre un 60 y un 90 % para los afluentes, (excepto el Sauce con un 40 % donde tiene más importancia el $N-NH_4^+$ y el $N-NO_2^-$). Los afluentes presentaron niveles de $N-NO_2^-$ cuantificables y significativamente mayores a los sitios Delta. Los mayores niveles se hallaron para los A° Clé y A° Nogoyá. La presencia de nitritos se podría asociar a un impacto de tipo antrópico tanto por el uso industrial, agrícola, vertidos de aguas residuales domésticas y producciones animales como el tambo y la avicultura (Pardo y Marañon, 1997; Prat *et al.*, 1999), aunque el entorno en el que se encuentran estos arroyos es predominantemente agrícola.

Paralelamente, los tributarios presentaron niveles de PT y PRS entre 2 y 5 veces por encima de los del propio Delta (**figuras 5.4 B y C**). Los mayores niveles de PT se observaron en el A° Sauce, coincidente con los mayores niveles de SS y con los mayores niveles de erosión hídrica (Sasal *et al.*, 2015b).

La mayor variabilidad en casi todos los parámetros analizados, se halló en el A° Ensenada. Este arroyo, en su tramo final antes de la desembocadura en el Paraná, presenta una gran influencia de los pulsos de inundaciones del Paraná, y por lo tanto presenta variaciones de las características de sus aguas, como lo observa también Kieffer *et al.* (2015). En épocas de aguas altas, las características fueron similares a las del Río Paraná, mientras que en épocas de aguas bajas posee

características propias, donde los parámetros difieren. El aumento en el OD en las campañas de menor nivel de agua se asoció con un estado de eutrofización con abundante presencia de algas que cubrían la superficie, acompañado de un aumento en el pH y en la concentración de nutrientes. Kieffer *et al.* (2015) utilizaron un índice de calidad (ICAAE1) para el A° Ensenada y sus tributarios (utilizando los parámetros pH, porcentaje de saturación de oxígeno, cloruros, sulfatos, sodio, dureza total, sólidos disueltos totales, nitratos, DQO, arsénico, mercurio, plomo, cadmio, coliformes totales, coliformes fecales y clorofila a) y observaron que la calidad del agua se encuentra entre media a pobre (es decir, las tres últimas categorías de las 5 que considera dicho índice). El arroyo va mejorando la calidad desde su nacimiento hacia la desembocadura en el Río Paraná y esto podría deberse a un efecto de dilución, debido a que el caudal aumenta considerablemente en ese sentido, según los autores. En este mismo sentido, en el presente estudio, en los periodos de aguas altas se observaron los mismos niveles que los hallados en el Río Paraná, mientras que en época de aguas bajas, donde el cauce del arroyo estaba delimitado por la línea de costa, los parámetros de nutrientes, pH, STD aumentan significativamente.

Con respecto a otros antecedentes de la región, Sasal *et al.* (2015a) evaluaron niveles de N-NO_3^- y PRS en 311 puntos en agua superficial (nacientes y arroyos de bajo orden, tajamares, lagunas) de la provincia de E. Ríos, en 3 periodos de 2012/2013. Más del 82 % de los sitios muestreados presentaron valores de PRS superiores a 75 $\mu\text{g/l}$. El 65 % de los sitios presentaron niveles de N-NO_3^- entre 1.500 y 10.000 $\mu\text{g/l}$. El 2,5 % de los sitios presentaron niveles superiores a 10.000 $\mu\text{g/l}$. Estos niveles resultan aún mayores a los hallados en este trabajo.

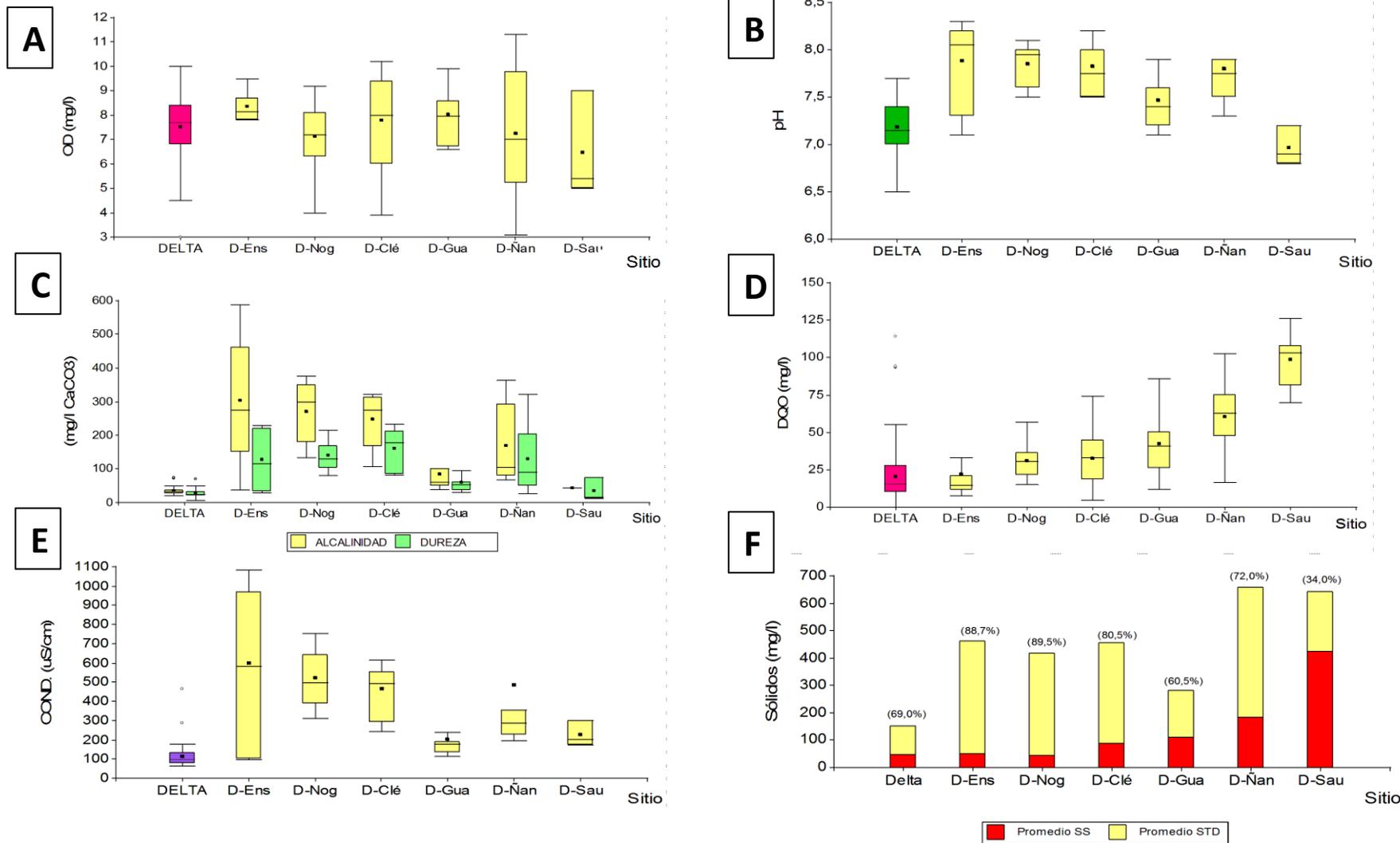


Figura 5.3. Niveles y variabilidad de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial de los tributarios estudiados. Comparación con sitios Delta.

Muchos autores señalan a la fertilización agrícola como fuente de enriquecimiento de nutrientes en las aguas superficiales (Balls, 1994; Ménesguen *et al.*, 1995). Los tributarios estudiados y sus cuencas discurren en medio de enormes extensiones con uso de suelo agrícola predominantemente con cultivos intensivos de soja, trigo y maíz, principalmente (**ANEXOS V-A Y V-B**). La cuenca del Río Gualeguay cubre total o parcialmente todos los departamentos de la provincia. En el periodo 2015/2016 la cantidad de fertilizantes utilizados para los cultivos de trigo, maíz, sorgo y soja, en toda la provincia fue de 27.439, 19.469, 6.773 y 58.222 toneladas respectivamente (Fertilizar, 2019). Para el cultivo de soja particularmente, se utilizan fertilizantes fosfatados principalmente, con dosis de 40 kg/ha (7-15 kg/ha de P elemental, según el producto y el nivel tecnológico). Mientras que para los cultivos de trigo y maíz se utilizan dosis de alrededor de 130 kg/ha de fertilizantes fosfatados y nitrogenados (12-20 kg/ha de P y 45-60 kg/ha de N, respectivamente). En la provincia de E. Ríos, los niveles de fertilización en general no alcanzan a cubrir los requerimientos de los cultivos y el balance de nutrientes en el suelo es negativo. Sin embargo, la falta de sincronía entre oferta y demanda de nutrientes así como eventos de precipitaciones intensas inmediatamente después de fertilización sobre la superficie del suelo (al voleo) pueden provocar la pérdidas de nutrientes vía escurrimiento superficial (Tunney *et al.*, 1997). Sasal *et al.* (2015a) reportaron pérdidas de 4 % del P aplicado con una fertilización de 20 kg/ha sobre la superficie del suelo con una simulación de lluvia de 60 mm/h 24 hs después de la aplicación. Sumado a esto, la sobreexplotación del suelo con prácticas agrícolas reduce la porosidad y capacidad de infiltración del mismo, aumentando el potencial de escurrimiento superficial y favoreciendo el proceso de erosión de la capa superficial por lavado (Sasal *et al.*, 2015b), y por lo tanto movilizándolo el P y N asociado a las partículas. Darder *et al.* (2018) midieron el cociente entre la concentración de cada uno de estos elementos en el sedimento desprendido y transportado por la acción de la lluvia y la concentración en el espesor 0-5 cm del suelo, en una cuenca de la Pampa ondulada, determinando que una parte importante de los nutrientes que ingresan en los cursos de agua superficial, provienen de la erosión que ocurre en la cuenca. Mugni (2008) y Solis *et al.* (2018) determinaron que la fertilización de los cultivos de regiones agrícolas de Buenos Aires, induce un aumento en la concentración de nutrientes en arroyos adyacentes, que se produce por el aporte de la escorrentía superficial de las lluvias posteriores a la fertilización. Particularmente, Solis *et al.* (2018) observa que los niveles de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ y PRS son significativamente más altos en los arroyos adyacentes a campos agrícolas, que en arroyos cercanos a un uso de suelo ganadero y a arroyos localizados en una reserva natural,

también en la provincia de buenos Aires.

A partir de los resultados obtenidos, se puede inferir que los mayores niveles de nutrientes y material en suspensión presentes en los arroyos estudiados con respecto al Delta, podrían estar asociados al ingreso externo de nutrientes provenientes de actividades agrícolas principalmente, acompañados de procesos de escorrentía y erosión de suelo.

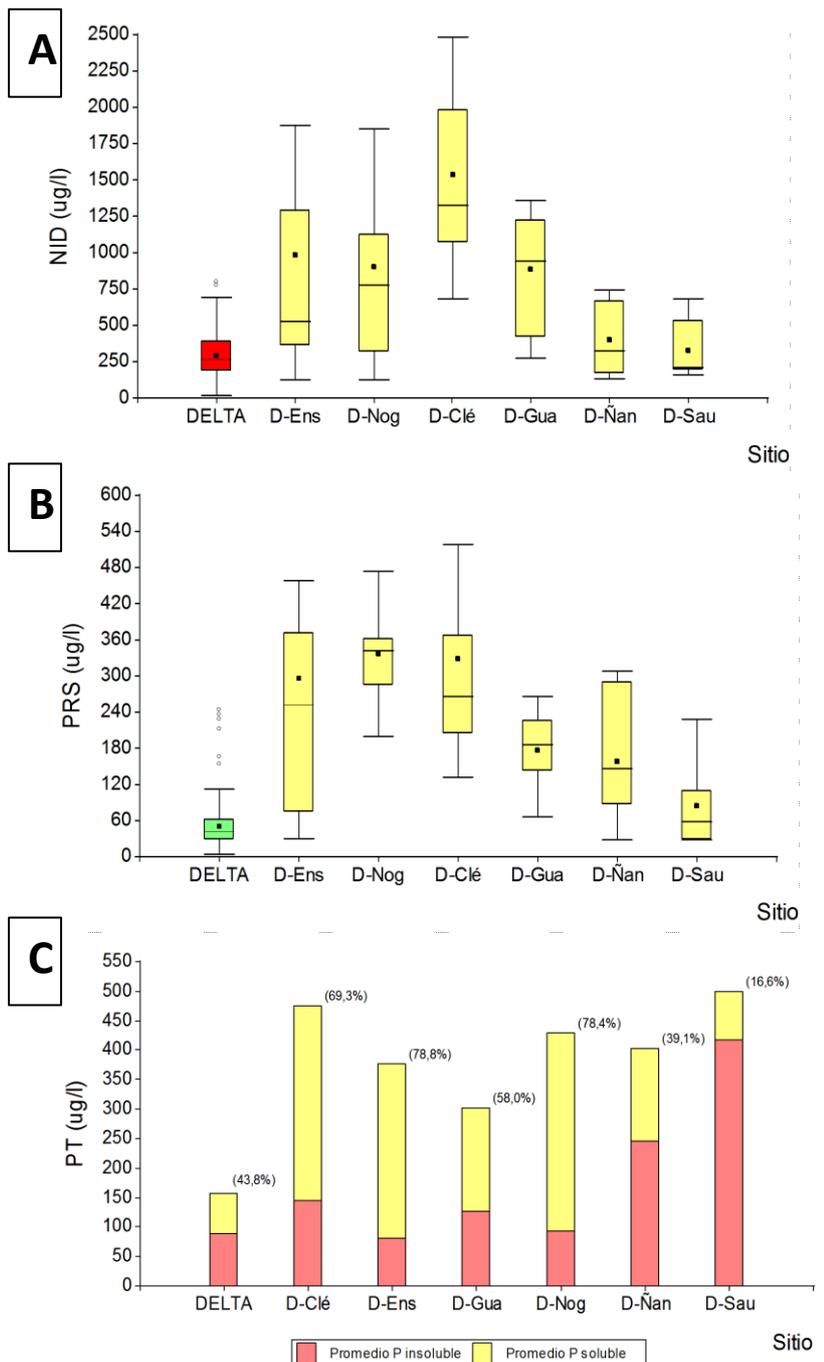


Figura 5.4. Niveles de nutrientes en los afluentes al Delta, y en el propio Delta.

5.2 Variación de los niveles de nutrientes en los afluentes. Relación con la hidrología

La variación de nutrientes en el tiempo, para cada afluente, se muestra en la **figura 5.5**. En general, todos los afluentes presentaron mayor variabilidad en los nutrientes que los sitios Delta, con algunas excepciones en los A° Ñancay y Sauce. En la mayoría de las campañas se observó el mismo patrón que para los sitios Delta: $N-NO_3^- > PT > PRS > N-NH_4^+ > N-NO_2^-$, aunque con niveles mayores (una excepción fue el A° Ñancay, el cual presenta mayores niveles de PT que $N-NO_3^-$). Al relacionar los resultados con los niveles hidrométricos (**figura 5.6**) en todos los casos, los niveles de nutrientes $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, PRS, PT, SS, y CE fueron significativamente menores en la campaña El Niño (OS) (Mar-16). Este fenómeno tiene incidencia sobre toda la cuenca del Paraná, y también en otras cuencas menores (como las estudiadas) que están sujetas al régimen de inundación del Río Paraná (Malvárez, 1997). Sin embargo los máximos niveles variaron según el parámetro. Los niveles de nutrientes (excepto $N-NH_4^+$) fueron mayores en la campaña de nov-15, mientras que en febrero de 2015 los niveles de SS fueron significativamente mayores. En circunstancias de aguas muy altas (Mar-16) los niveles de PT superaron los de $N-NO_3^-$ en todos los afluentes, excepto en el Río Gualeguay y en el propio Delta. Esto podría explicarse por una mayor movilización de sólidos en suspensión y en consecuencia del P asociado a las partículas. El NID presentó mayor variabilidad temporal que el P en todos los afluentes excepto en el A° Ñancay donde ocurrió lo opuesto. En cuanto a la variabilidad espacial entre los arroyos, el NID presentó mayor variabilidad que el P en todas las campañas, excepto la campaña de El Niño (OS), donde el CV del P superó el del NID. Los A° Ñancay y Sauce se encuentran en una zona de muy baja pendiente, de praderas inundables. Es probable que las menores concentraciones de $N-NO_3^-$ halladas en estos cursos, se asocien al proceso de desnitrificación, favorecido por las condiciones anegables de la zona. Contrariamente, el P podría ser liberado del Fe, en un entorno con menores niveles de oxígeno disuelto, provocando un aumento del mismo. Esta zona presenta mayor cercanía a usos de suelo de tipo agrícola/ganadero, siendo una situación intermedia entre los arroyos que atraviesan la provincia y los propios del Delta, lo que se ve reflejado en los resultados hallados.

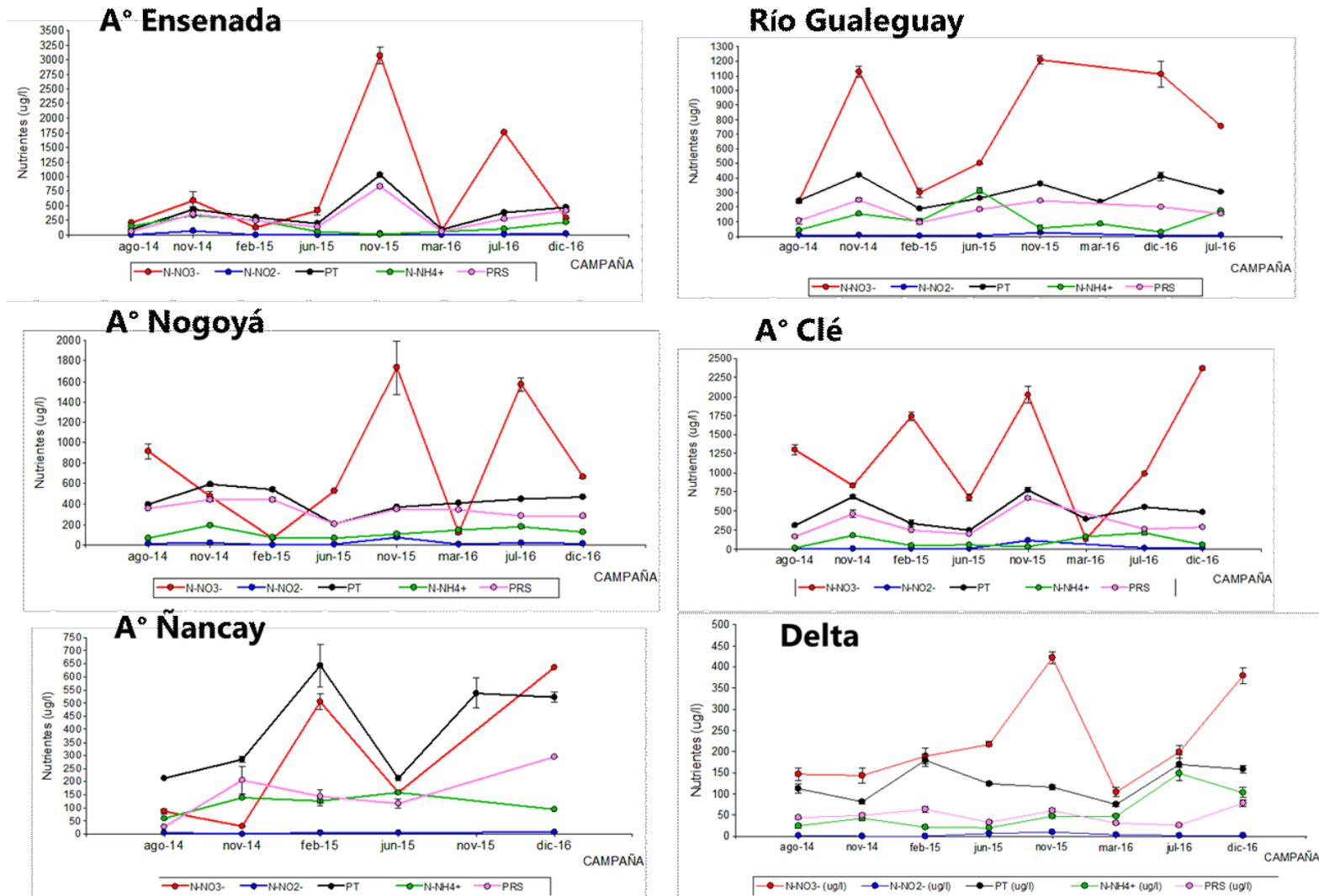


Figura 5.5. Variación temporal de nutrientes en cada tributario y en el Delta

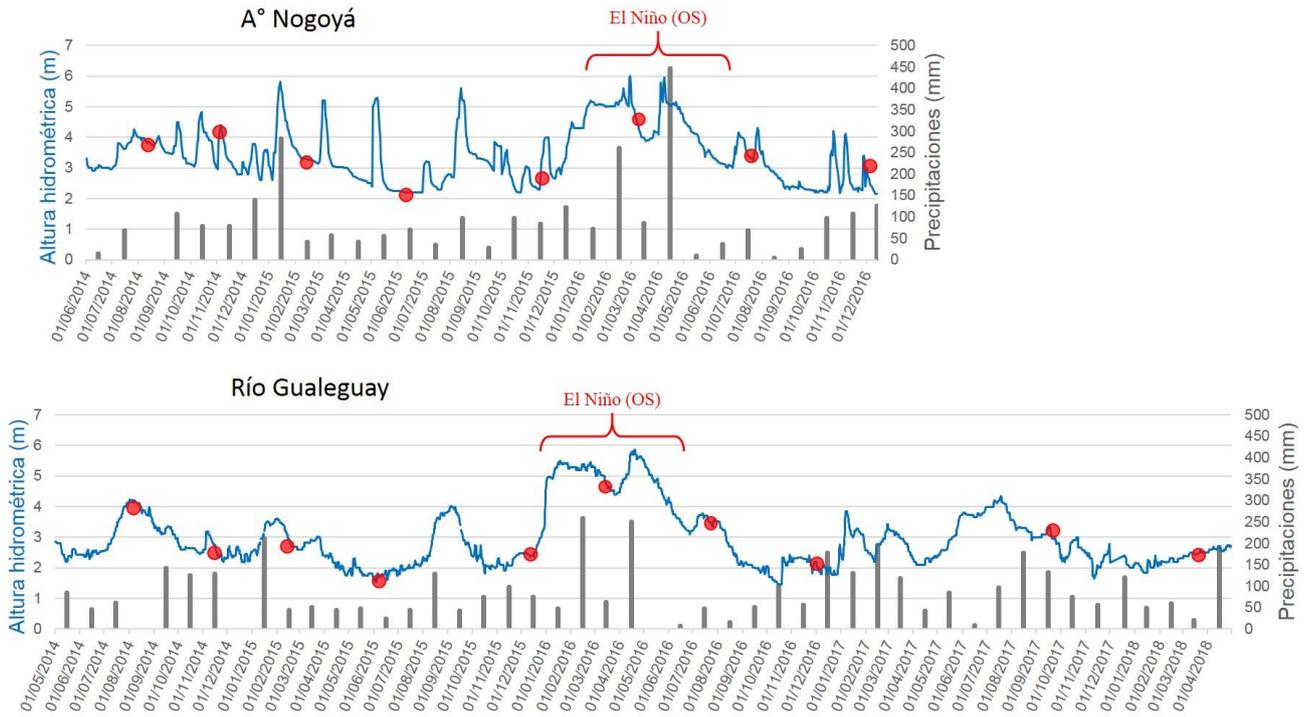


Figura 5.6. Variación de la altura hidrométrica y precipitaciones en el A° Nogoyá, (estación Ruta Provincial N° 11) y Río Gualeguay (estación Puerto Ruiz). En la figura se señalan las fechas de monitoreo, y también se incluyen las campañas realizadas para el tramo final del Río Gualeguay (Septiembre de 2017 y en Marzo de 2018), que se analiza en la sección 5.4.

5.3 Relaciones entre variables

5.3.1 Correlaciones entre variables

Se ha encontrado un gran número de correlaciones significativas, aunque se han descartado las que no tienen sentido físico o que tienen una asociación baja ($< 0,5$). La tabla 5.2 muestra la correlación entre las variables estudiadas en los tributarios al Delta, con módulos de coeficientes Spearman mayores a 0,5, mientras que la **Figura 5.7** muestra los gráficos de dispersión correspondientes, con sus rectas de regresión lineal.

Tabla 5.2. Correlación de Spearman (tributarios al Delta)

Variable(1)	Variable(2)	n	Spearman	p-valor
DQO	SS	117	0,62	<0,0001
T	OD	123	-0,53	<0,0001
CE	PH	123	0,82	<0,0001
CE	ALCALINIDAD	111	0,93	<0,0001
CE	DUREZA	123	0,88	<0,0001
CE	STD	117	0,94	<0,0001
ALCALINIDAD	DUREZA	111	0,90	<0,0001
PT	PRS	114	0,70	<0,0001
PT	SS	117	0,61	<0,0001

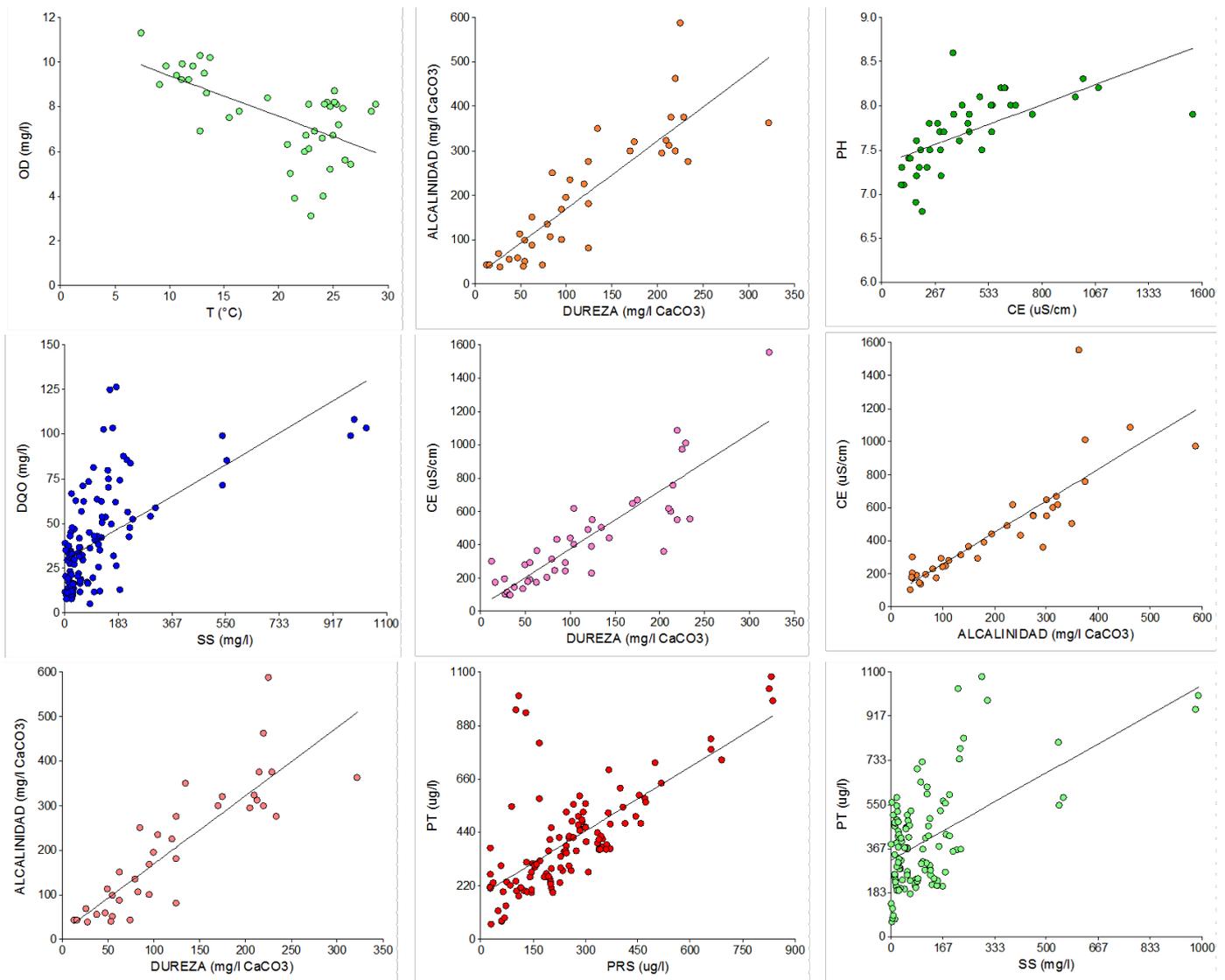


Figura 5.7. Correlaciones entre variables medidas en los afluentes.

5.3.2 Relación Nitrógeno : Fósforo

Si se compara la relación NID : P entre los afluentes y el Delta, se observa que en los sitios Delta son significativamente mayores (15,8 : 1) que los afluentes (9 : 1, $p < 0,05$). Estos últimos presentan en promedio 3,4 veces más NID y 5,2 veces más P que los sitios del Delta, lo que indica una mayor proporción de P con respecto a N que en los sitios del Delta, posiblemente por una carga externa de P en sus aguas (**figura 5.8**). Es notable observar en relación a esto, que en el entorno de estos arroyos predomina el cultivo de soja (que es una leguminosa fijadora de N atmosférico), el cual no requiere fertilizantes nitrogenados, pero si fosforados. Los arroyos adyacentes estarían mostrando un aumento del P pero en menor proporción del N, acorde con las prácticas de

fertilización del principal cultivo de la región.

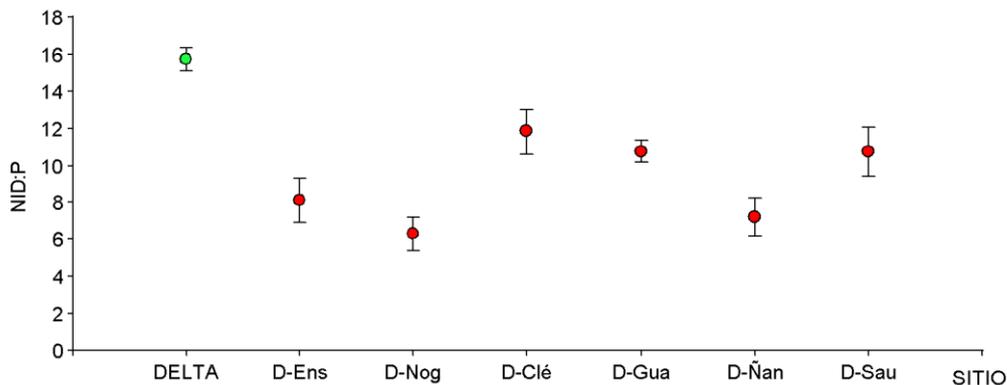


Figura 5.8. Relación NID : P en los afluentes y Delta.

5.3.3 Relación P Soluble : P total

Los A° Ensenada, Nogoyá, Gualeguay y Clé presentaron relaciones PRS : PT significativamente mayores (>0,5) que los sitios Delta (0,4) (figura 5.9). Esto posiblemente se asocie con cargas externas antrópicas que aportan P. Dado que estos arroyos atraviesan grandes áreas cultivadas que requieren de fertilizantes fosforados, esta podría ser la causa de tal diferencia. Ensayos en microparcels en suelos entrerrianos (Paraná) indican que las lluvias muy próximas a la fertilización favorecen pérdidas de P por escurrimiento (Sasal et al., 2018). Por otro lado, en los A° Ñancay y Sauce las relaciones fueron menores, dadas por mayores niveles de PT, lo que se asocia a los mayores niveles de ST y en SS hallados en estos cursos.

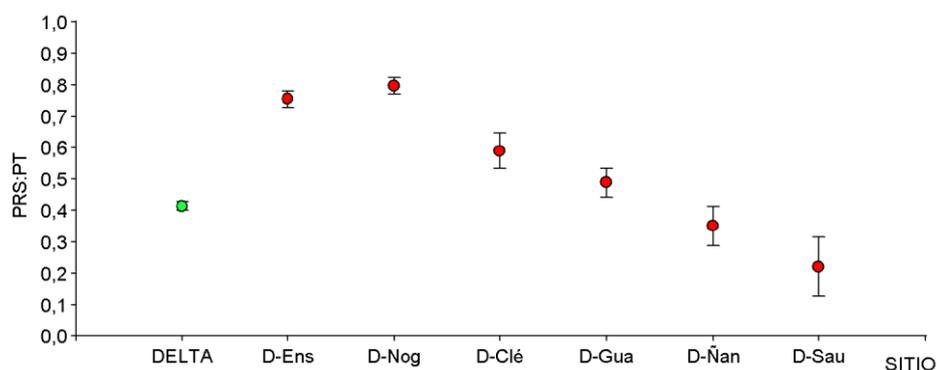


Figura 5.9. Relación PRS : PT en los afluentes y Delta.

5.3.4 Relación N-NO_3^- : N Inorgánico Disuelto

Las relaciones N-NO_3^- : NID de la mayoría de los A° no presentaron diferencias significativas con las halladas para los sitios Delta (0,8), excepto en los sitios Ñancay y Sauce (0,6 y 0,35 respectivamente), donde resultan de mayor importancia el resto de las especies nitrogenadas (**figura 5.10**).

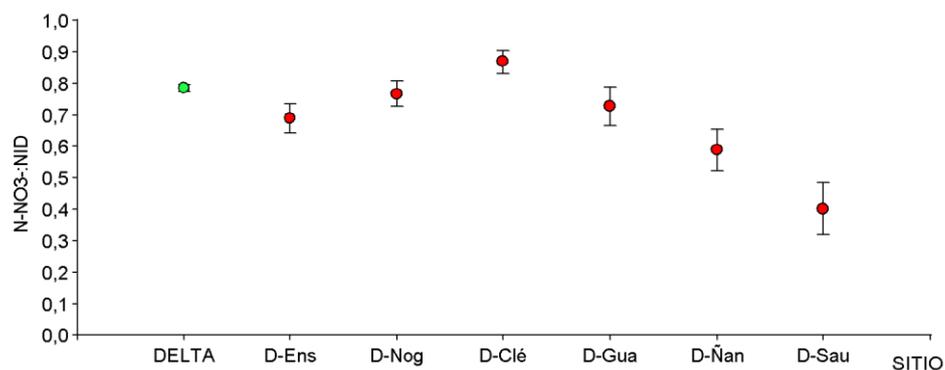


Figura 5.10. Relación N-NO_3^- : NID en los afluentes y Delta.

5.4 Ingreso del Río Gualeguay en el Delta: niveles de nutrientes y otros parámetros

A pesar de ser el Río Gualeguay uno de los ríos más importantes de la provincia de Entre Ríos, la información científica publicada respecto de la concentración de nutrientes y calidad de sus aguas y la de sus tributarios, es muy escasa. Desde algunas instituciones como la Dirección de Hidráulica o la secretaría de Ambiente de la provincia se han llevado a cabo algunos monitoreos sobre la cuenca del río, en los cuales se midieron parámetros de calidad de agua, incluyendo niveles de nutrientes, cuya información fue consultada para el presente estudio. Sin embargo, no existe información del tramo final del río que va desde la ciudad de Gualeguay hasta la desembocadura en el Río Paraná. Este último tramo atraviesa aproximadamente 40 km en el Delta medio y corresponde al antiguo Delta del Gualeguay, cuyo patrón temporal de inundaciones está representado por la variación en el nivel de las aguas en Puerto Ruiz (**figura 5.6**). Este último tramo es de especial interés para evaluar la dinámica de la incorporación de sus aguas al Delta, en cuanto al aporte de nutrientes y otros parámetros fisicoquímicos, y la interacción con la planicie de inundación del Delta. En este apartado se exponen los resultados de los parámetros medidos en las dos campañas realizadas, en 11 sitios de muestreo en el tramo final del Río Gualeguay (ver sección 3.5). Los resultados se exponen en la **tabla 5.3**.

El análisis multivariado de componentes principales (**figura 5.11**) (que agrupó 14 variables en 2 componentes principales, representando el 84,1 % de la varianza acumulada) muestra 4 grupos con distintas características: el A° Clé; los sitios del Cauce del Río Gualeguay; los sitios del sistema Paraná; y el Humedal. Los factores de peso de las variables y los porcentajes de la varianza total se muestran en el **ANEXO VI-F**. El primer factor explica el 62,1 % de la varianza total y combina las variables pH, PRS, CE, STV, PT, ST N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ con valores positivos. El segundo factor explica el 22 % de la variabilidad y correlaciona positivamente con N-NH₄⁺, Dureza, alcalinidad y OD; y negativamente con SS y DQO. Se puede observar un gradiente respecto del componente 1, con menores niveles de las variables para el humedal, seguido por el sistema Paraná, los sitios del Río Gualeguay y finalmente el A° Clé, con niveles más altos de las variables estudiadas. A su vez, se observa un gradiente en los sitios del Río Gualeguay (Gua-1 a Gua-6), acercándose a las características del sistema Paraná a medida que se acerca a su desembocadura, aunque el cambio ya se observa en el sitio Gua-5, a 8 km aproximadamente de la desembocadura. Si bien en ambas campañas se observó el mismo patrón, en sep-17 los niveles de las variables estudiadas fueron

más homogéneos en todo el tramo y más similares a las aguas del Paraná, lo que se asoció con un mayor efecto de dilución dado que la altura de agua del Río Gualeguay (Puerto Ruiz), en Mar-18 fue de 2,5 m, mientras que en sep-17, fue de 3,04 m.

Los niveles de nutrientes y otros parámetros como alcalinidad y dureza con los que ingresa A° Clé al Río Gualeguay, en general fueron significativamente mayores, sobre todo cuando el nivel hidrométrico del Río fue menor. En este último caso, los niveles de CE en la desembocadura del A° Clé fueron hasta 3 veces mayores que los del Río Gualeguay, y los niveles de $N-NO_3^-$ entre el doble y 4 veces más. Los niveles de $N-NH_4^+$ fueron significativamente mayores en la desembocadura del A° Clé, sin embargo no mostraron un gradiente hacia la desembocadura del Río Paraná, como el resto de los nutrientes.

Por otro lado, no se detectaron diferencias significativas entre el Río Paraná aguas arriba y Aguas abajo, en ninguna campaña, a pesar del ingreso de las aguas del Gualeguay. El A° Tala conserva los mismos niveles que las aguas del Paraná, tal como se esperaba por ser un distributario de dicho Río. Además, es notable observar en ambas campañas la disminución de $N-NO_3^-$, PRS y SS en el humedal. Este aspecto se ampliará en el siguiente capítulo.

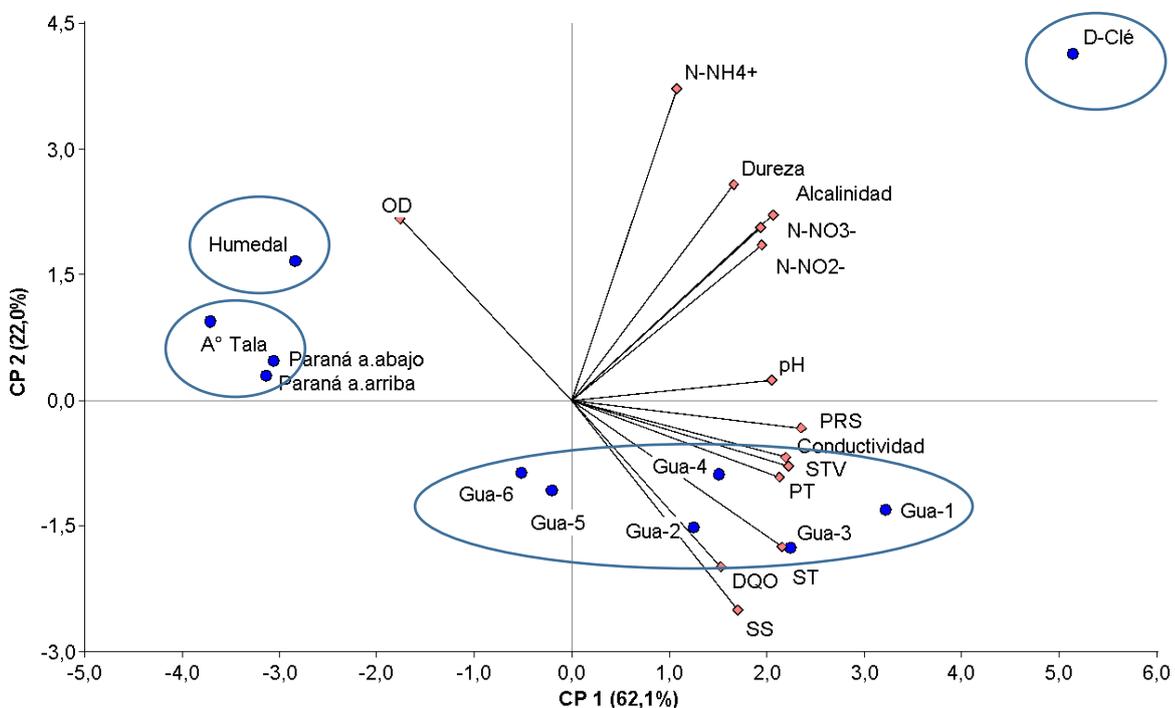
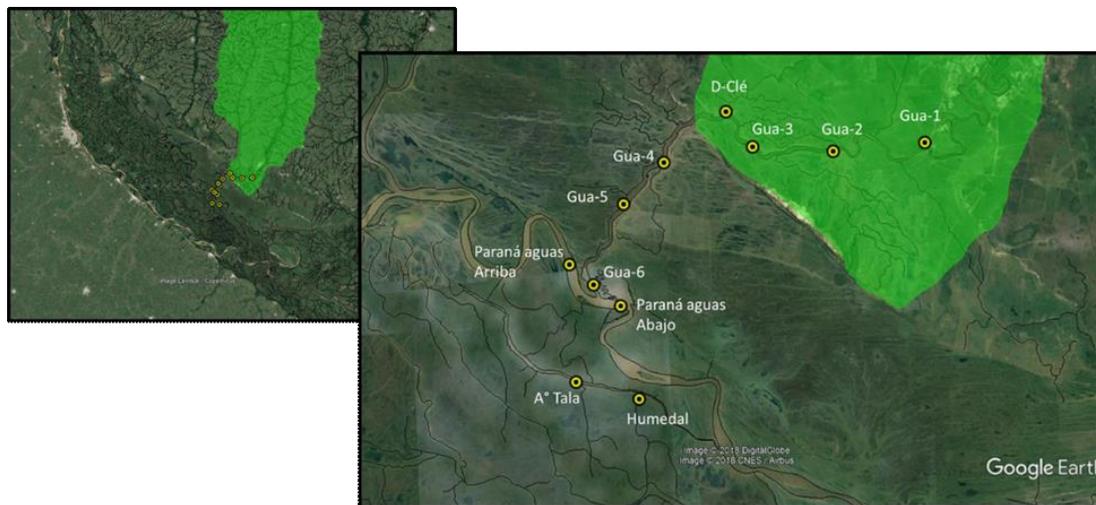


Figura 5.11. Análisis de Componentes Principales en el tramo final del Río Gualeguay

Tabla 5.3. Tabla resumen de los parámetros medidos en el tramo final del Río Gualeguay

Variable	Clé		Gua-1		Gua-2		Gua-3		Gua-4		Gua-5		Gua-6		Pná Aguas arriba		Pná Aguas abajo		A° Tala		Humedal	
	media	SD	media	SD	media	SD	media	SD	media	SD												
OD (mg/l)	7.5	0.2	7.3	0.8	7.3	0.5	7.3	0.4	7.4	0.6	7.2	1.0	7.2	0.5	8.1	0.4	7.9	0.0	8.0	0.3	8.5	1.2
pH	7.7	0.2	7.6	0.4	7.4	0.3	7.7	0.7	7.3	0.1	7.3	0.2	7.3	0.3	7.1	0.0	7.2	0.1	7.1	0.1	7.4	0.3
CE (uS/cm)	442	100	479	513	444	463	434	442	437	444	170	60	155	6	137	37	136	35	134	32	169	18.7
ALCALINIDAD (mg/l CaCO ₃)	237	47	104	59	97	50	88	36	101	49	69	8	69	5	48	3	49	1	49	1	64	5
DUREZA (mg/l CaCO ₃)	168	78	47	13	41	5	39	1	102	88	48	11	43	1	33	1	34	0	33	1	46	7
DQO (mg/l)	159	12	306	27	222	48	199	30	266	33	204	31	169	24	139	24	126	34	44	5	189	58
ST (mg/l)	392	58	509	253	466	187	475	196	340	7	326	2	310	14	173	4	211	4	151	29	166	67
SS (mg/l)	98	45	132	51	124	57	160	72	174	6	138	107	122	69	71	39	48	25	42	8	14	2
PT (ug/l)	314	51	280	55	271	61	272	25	315	8	286	116	269	75	214	42	188	27	182	9	159	30
PRS (ug/l)	162	164	145	42	82	8	152	64	110	13	72	53	66	76	30	15	30	16	37	9	11	1
N-NO ₃ ⁻ (ug/l)	901	22	414	31	213	157	236	153	269	122	257	131	223	209	205	207	197	160	117	107	12	6
N-NH ₄ ⁺ (ug/l)	80	13	13	4	9	2	9	2	17	1	12	3	13	4	13	4	16	1	18	3	30	7
N-NO ₂ ⁻ (ug/l)	30.1	3.3	21.4	3.5	7.8	3.4	8.5	1.8	8.8	0.4	5.9	0.7	6.8	0.1	<LD	---	<LD	---	<LD	---	14.8	6.4



Ubicación de los sitios de muestreo (sección 3.5)

5.4.1. Relación de los niveles estudiados con toda la cuenca del Río Gualeguay

Para analizar la incorporación de las aguas del Río Gualeguay en el Delta en un contexto de cuenca, se analizó la información bibliográfica de niveles de nutrientes y otros parámetros de calidad de agua provista por la Dirección de Hidráulica de Entre Ríos, desde la base de datos georreferenciada. Se extrajo información de alrededor de 180 sitios de muestreo, distribuidos en toda la cuenca (tanto en el curso principal del Río como en los arroyos tributarios) desde la cabecera hasta Puerto Ruiz, entre 2007 y 2018 (**figura 5.12**). Para la presentación de resultados se realizaron agrupamientos de datos según el tramo donde se ubican dichos sitios. El tramo superior (83 datos), medio (108 datos) e inferior del río (28 datos), y se seleccionaron los sitios sobre el cauce del Río en el sitio de Puerto Ruiz, como desembocadura en el Delta (28 datos). Dado que no se cuenta con información sobre el tramo final, hasta la desembocadura del Río Paraná, se utilizaron los datos recabados en este trabajo para este análisis (12 datos). Finalmente se presentan los datos del Río Paraná (receptor de las aguas del Río Gualeguay) también analizados en este trabajo (4 datos).

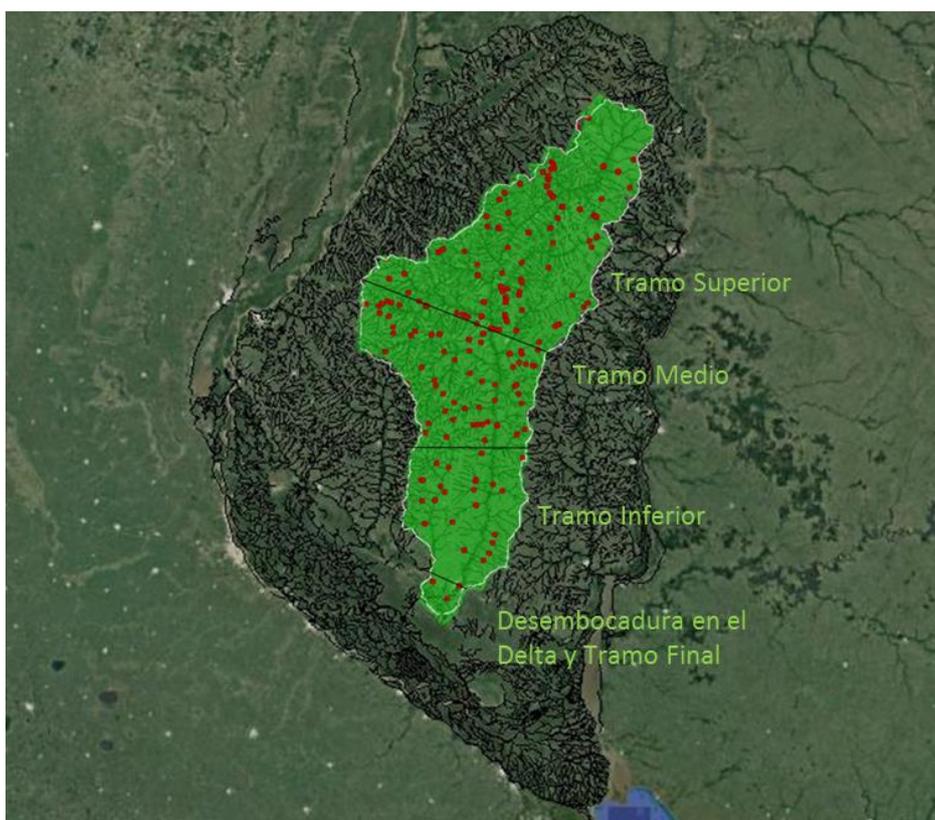


Figura 5.12. Sitios (tributarios y cauce principal) de los que se obtuvo información de los parámetros (Dirección de Hidráulica Datos 2007-2018). Las líneas negras delimitan los tramos Superior, Medio Inferior y tramo Final del Río.

Los resultados muestran una gran dispersión de los datos de acuerdo a la información consultada, ya que provienen de un amplio registro de datos espacio-temporales. Sin embargo pueden observarse algunas diferencias significativas respecto al tramo final evaluado en este estudio. Los niveles de PRS y N-NH_4^+ (**figuras 5.13 A y B**) disminuyen significativamente en el tramo final del río con respecto a toda la cuenca del Gualeguay. Los niveles de N-NO_3^- (**figura 5.13 C**) aumentan en la cuenca inferior y la desembocadura, sin embargo disminuyen en el tramo final a niveles similares a los de la cuenca superior y media. En cuanto a la CE (**figura 5.13 D**), se observa un importante aumento en la cuenca inferior, aunque en el resto de los tramos, los niveles medios son similares.

Los informes realizados en el Plan de Monitoreo del Río Gualeguay (SAER, 2016), muestran información de 16 parámetros analizados a lo largo del Río en 12 sitios en la campaña 2012, en 3 momentos del año; y en 10 sitios en la campaña 2013, en 2 momentos del año. Los sitios monitoreados corresponden a los tramos superior, medio e inferior. Respecto de los parámetros fisicoquímicos, observan que los niveles de OD son menores (5 mg/l) en los meses de mayor T, mientras que en los meses de menor T las concentraciones son mayores a 7 mg/l, similar a las halladas en este trabajo. Respecto de los nutrientes, en 5 estaciones monitoreadas en 2013, hallaron niveles de N-NO_3^- entre 5 y 11 mg/l, hasta dos órdenes de magnitud mayores que los hallados en el tramo del ingreso al Delta, en el presente trabajo. En cuanto al N-NH_4^+ , las concentraciones reportadas en 4 sitios del tramo superior del Río son entre el doble a un orden de magnitud mayor que los niveles hallados en este trabajo. El resto de los sitios del tramo inferior presentan niveles similares (entre 40 y 200 ug/l) a los hallados en el presente. En cuanto a N-NO_2^- , en 4 estaciones se observan niveles entre 2 y 8 veces mayores a los hallados en el tramo de ingreso al Delta. Se observa además que los niveles de materia orgánica (expresadas como DBO) aumentan hacia el tramo inferior del Río (previo ingreso al Delta).

El análisis presentado, si bien es exploratorio, permite observar una tendencia en cuanto a la concentración de los nutrientes, disminuyendo cuando ingresa en la planicie de inundación del Delta del Paraná hasta desembocar finalmente en el Río Paraná.

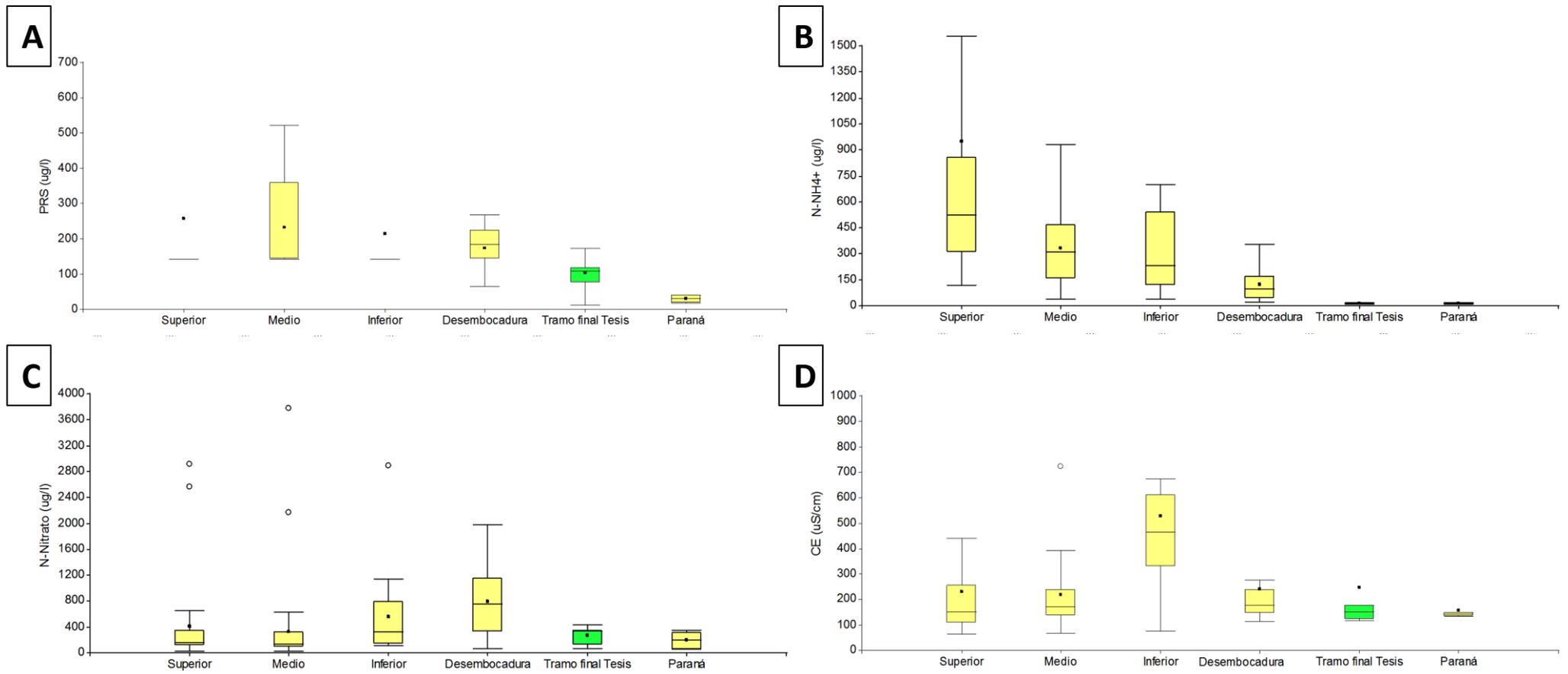


Figura 5.13. Niveles de nutrientes y Conductividad a lo largo de la cuenca del Río Gualguay. Los datos de los tramos superior, medio, inferior y desembocadura fueron consultados en la base de datos de la Dirección de Hidráulica de Entre Ríos.

5.5 Conclusiones del capítulo

- Las concentraciones de nutrientes, materia orgánica y sales disueltas provenientes de zonas urbana-agrícola-ganaderas en el tramo inferior del A° Nogoyá, del Río Gualeguay y A° Clé son significativamente mayores que las correspondientes a los sitios del Delta del Río Paraná.
- Los mayores niveles de nutrientes hallados en estos arroyos, comparadas con el propio Delta, podrían estar asociados al importante volumen que ingreso al ambiente de fertilizantes nitrogenados y fosforados utilizados sobre grandes extensiones de uso agrícola de la provincia de Entre Ríos, sumado a las características de erosión hídrica de la región.
- Los niveles de nutrientes y sólidos disueltos provenientes del Río Gualeguay disminuyen a medida que atraviesa la planicie de inundación en el Delta Medio. En situación de mayor nivel hidrométrico del Río Gualeguay, los niveles de nutrientes y parámetros generales fueron más homogéneos en todo el tramo y similares a las aguas del Paraná, observándose un efecto de dilución de las aguas del Río Gualeguay en la planicie de inundación del Río Paraná.
- Al analizar toda la cuenca del Gualeguay se observó una tendencia de disminución de la concentración de nutrientes (N-NH_4^+ , N-NO_3^- y PRS), cuando ingresa en la planicie de inundación del Delta del Paraná hasta desembocar finalmente en el Río Paraná.

CAPÍTULO 6

Niveles de nutrientes y relación con la planicie de inundación

La llanura de inundación, valle aluvial, o floodplain constituye el área relativamente plana, adyacente al cauce principal de un río y sus cursos menores, sujeta a inundaciones recurrentes (Leopold *et al.*, 1964). El grado de conectividad o de aislamiento del curso principal con la llanura de inundación depende de los pulsos de inundación, y puede influenciar tanto la composición del agua, las características limnológicas, como los procesos ecológicos, debido a su comportamiento dinámico (Wantzen *et al.*, 2002; Junk y Wantzen, 2004). Esta conectividad origina una variabilidad espacio-temporal importante reflejada por la presencia de parches o hábitats que se interrelacionan en grados variables siguiendo el concepto de 'mosaico de hábitats cambiantes' de Stanford *et al.* (2005).

Este capítulo tiene como objetivo analizar la interacción de la planicie de inundación del Delta del Paraná y los pulsos de inundación con relación a la concentración de nutrientes y sólidos, y analizar la función ecosistémica del macrosistema de humedales como retentor y/o atenuante de nutrientes y material en suspensión.

Para tal fin, se analizaron los datos de 14 sitios correspondientes al propio Delta (sitios S1-S4; M1-M5; I1-I5) los cuales abarcan distintos sectores y unidades de paisajes del Delta, como se describió en la tabla 3.1 (capítulo 3). Se utilizó la información de los parámetros analizados durante las campañas llevadas a cabo en Agosto y Noviembre de 2014; Febrero, Junio y Noviembre de 2015; Marzo, Julio y Diciembre de 2016. La metodología de muestreo y de análisis, se detallan en el capítulo 3.

6.1 Hidrología, pulsos de inundación y conectividad

El Río Paraná presenta un patrón fluvial sinusoidal pulsátil, con fases de inundación y sequía (Neiff, 1999). Al ingresar al Delta, el área de drenaje aumenta de forma abrupta, generando una mayor interacción del agua con en el valle de inundación. En la fase de inundación o potamofase, se produce el movimiento horizontal del agua del río hacia la planicie, conectándose e intercambiando materia y energía. Durante la fase de sequía o limnofase, el flujo de materiales ocurre desde la planicie hacia el río y ocurre una desconexión paulatina de los cuerpos de agua de la planicie, hasta una nueva fase de inundación. Durante el periodo de estudio, se observó este comportamiento pulsátil. En la **figura 6.1** se observa el régimen hidrológico y pluviométrico del Río Paraná en la estación Diamante en el periodo estudiado, y la superficie cubierta por agua en

cada momento de muestreo. Esta estación se tomó como referencia ya que representa el patrón hidrodinámico del Río Paraná al inicio del Delta, el cual también se ve reflejado en el resto de las estaciones hidrometeorológicas consultadas en el Delta entrerriano, como se observó en el capítulo 3. El régimen pulsátil de estos cursos, en la mayoría de los casos se correspondió con los eventos de precipitaciones.

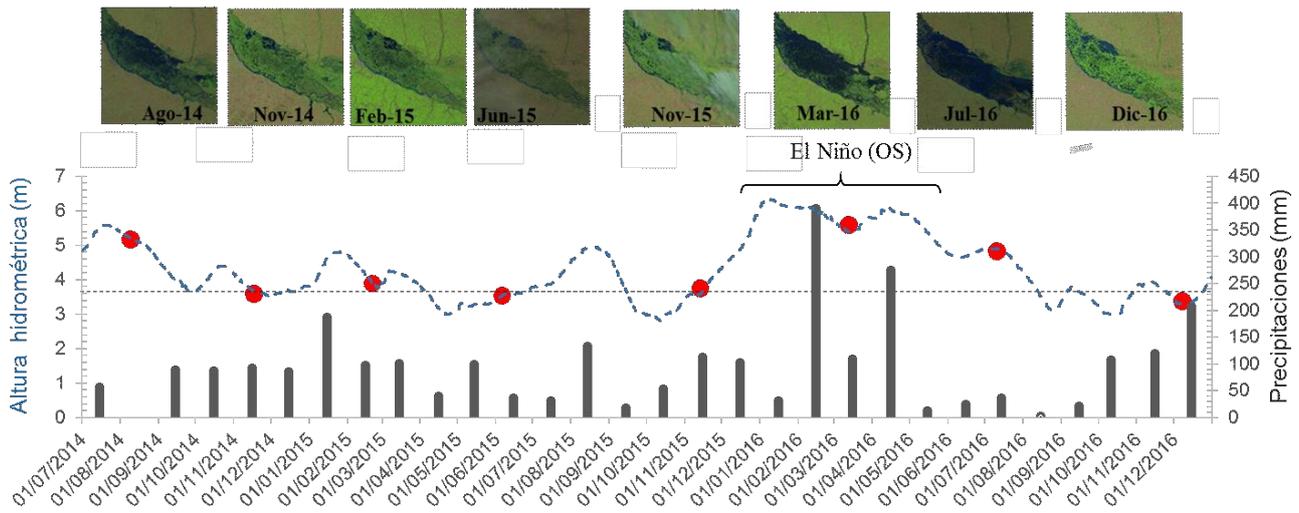


Figura 6.1. Régimen hidrológico del Río Paraná en la estación Diamante y precipitaciones durante el periodo de estudio. En rojo se indican las fechas de muestreo. La línea negra punteada corresponde al promedio histórico de la altura hidrométrica del Río. Las imágenes satelitales muestran la extensión de superficie cubierta de agua (área oscura), en las fechas de muestreo.

El grado de conectividad entre el río y los cuerpos de agua que forman parte de la llanura de inundación, depende no solo de la altura hidrométrica del río, sino además del origen y de la posición de dichos ambientes respecto del cauce principal (Amoros, 1991; Ward y Stanford, 1995; Knowlton y Jones, 1997; Abrial *et al.*, 2018).

Para evaluar la interacción con los pulsos de inundación en este trabajo, se estableció un criterio de conectividad, siguiendo la metodología realizada por Abrial *et al.* (2018), en la cual se analiza grado de conectividad hidrológica según el porcentaje de superficie cubierta por agua, utilizando imágenes satelitales. Cada imagen en "natural color" representa el área estudiada y la superficie cubierta de agua (figura 6.2), y se le asoció a cada una, un nivel hidrométrico específico dado por la altura de agua del Río Paraná en la estación Diamante. Durante el periodo estudiado, los niveles hidrométricos más alto y más bajo registrados en Puerto de Diamante fueron 6,33 m y 2,82 m,

respectivamente. Dentro de un rango de 2,26–3,4 m de nivel de agua, el aumento de las conexiones entre entornos lóticos y lénticos es bajo (la inundación del área de la llanura de inundación varía menos del 12 %). Entre los niveles 3,4 m y 4,5 m la conectividad se expande abruptamente (conectividad media) y cuando alcanzan los 4,5 m, el 85 % del área total se inunda, y en general los cuerpos de agua están conectados (conectividad alta) (Abrial *et al.*, 2018). Siguiendo esta clasificación, en el periodo de estudio de este trabajo, las campañas Ago-14; Mar-16 y Jul-16 correspondieron a conectividad alta, mientras que el resto de las campañas (Nov-14, Feb-15, Jun-15, Nov-15 y Dic-16) correspondieron a conectividad media. No hubo casos con conectividad baja. Este criterio se toma en cuenta para la exposición de resultados, donde se agruparon aquellas campañas con conectividad alta y aquellas con conectividad media y se realizó un análisis comparativo no paramétrico para evaluar diferencias entre grupos.

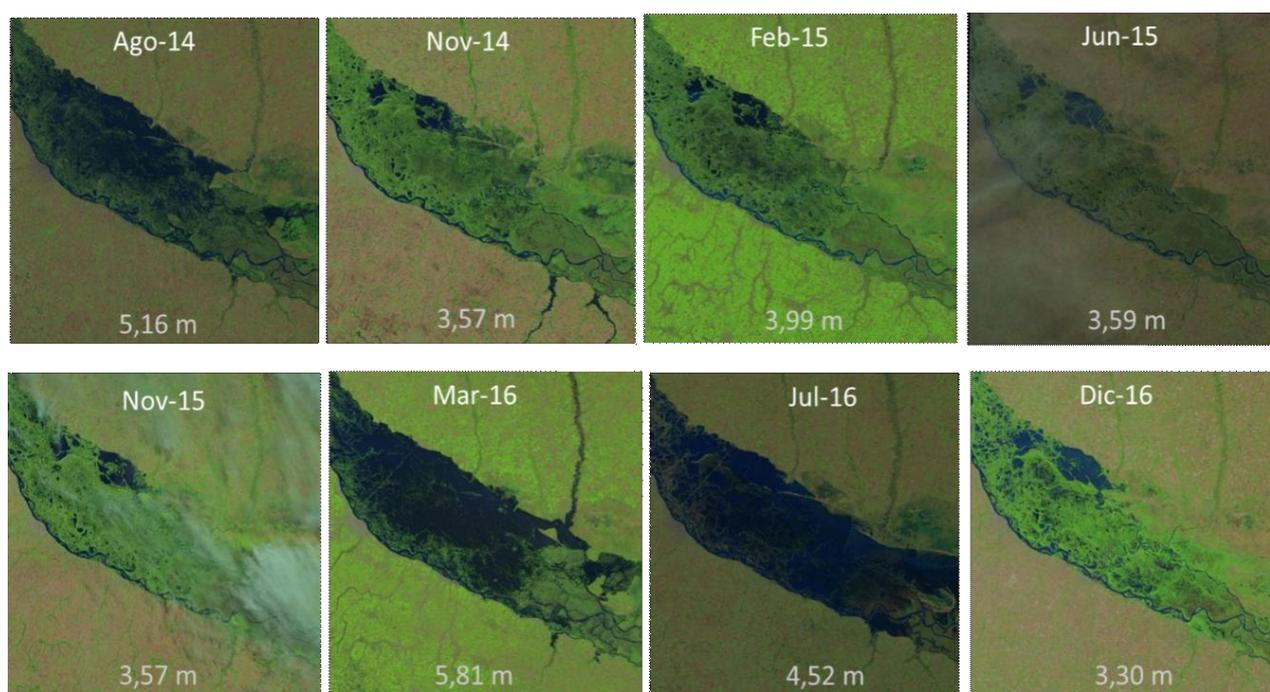


Figura 6.2. Imágenes satelitales Landsat 8 OLI_TIRS-Natural (USGS) del área de estudio en cada campaña. En azul se observa la extensión de superficie cubierta por agua y se muestra la altura hidrométrica del Río Paraná en cada caso.

6.2 Variación de nutrientes y sólidos en los distintos sectores del Delta en función de la conectividad

Las **figuras 6.3-6.7** muestran los boxplot de nutrientes y sólidos categorizados por nivel de conectividad y por sector. Si bien en las figuras se muestran dos gráficos con la misma

información, resultará de utilidad para observar los cambios desde ambas perspectivas. A escala general, se pudo observar que las concentraciones de los nutrientes N y P (**figuras 6.3 y 6.4**), como así también de SS disminuyen significativamente en los periodos de aguas altas (o de conectividad alta) al atravesar este gran sistema de humedales de la planicie de inundación del Río (**figura 6.6**). Una excepción resultó para el N-NH_4^+ , donde se observó la situación inversa (**figura 6.5**). Mientras que no se observaron diferencias significativas para la conductividad (**figura 6.7**).

Por lo general el contenido de sólidos suspendidos aumenta con el caudal y suele ser máximo durante la fase ascendente del nivel de aguas porque la erosión en la cuenca aumenta en la época de lluvias intensas que producen la crecida (Meybeck y Vörösmarty, 2005). Sin embargo, en Mar-16 durante el fenómeno El Niño (OS), donde la conectividad fue máxima, las concentraciones de SS descendieron a los valores más bajos durante todo el período de estudio. El contenido de SS más bajo asociado con el fenómeno El Niño (OS), también se ha informado para el tramo inferior de Paraná y fue interpretado como un proceso de dilución debido a las descargas más altas provenientes de la cuenca del Paraná superior en combinación con la retención de SS dentro de los grandes humedales de la llanura de inundación (Depetris y Kempe, 1990; Villar y Bonetto, 2000; Villar *et al.*, 2002), contrariamente a lo que ocurre en pequeños ríos, donde la concentración de sólidos aumenta luego de una crecida.

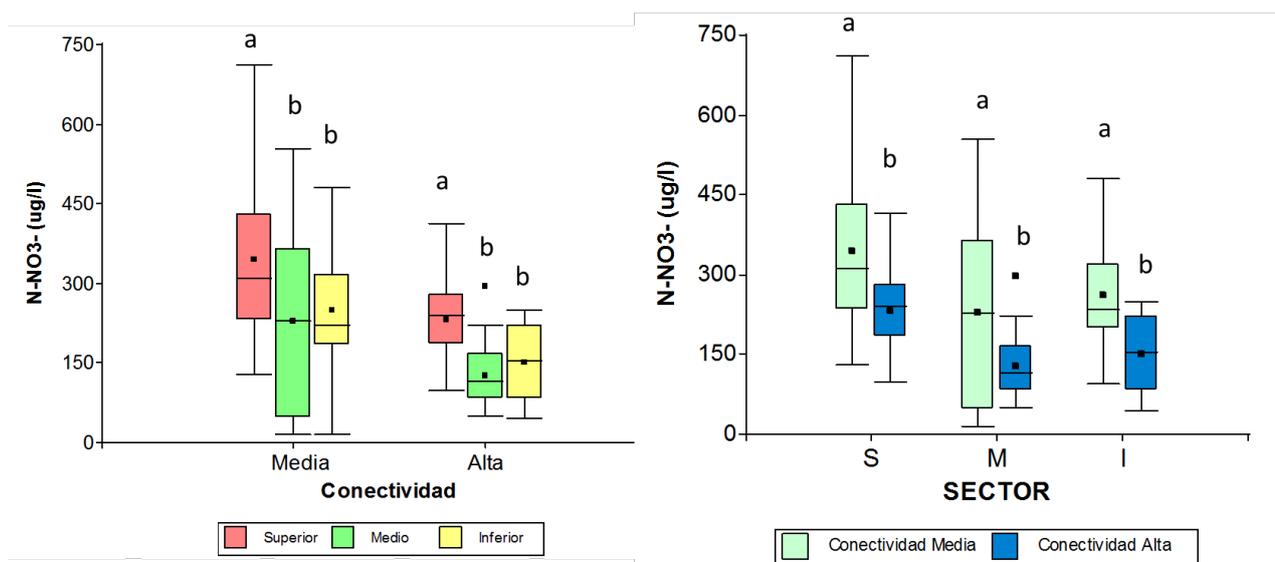


Figura 6.3. Niveles de N-NO_3^- en función de la conectividad y los sectores. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones medias.

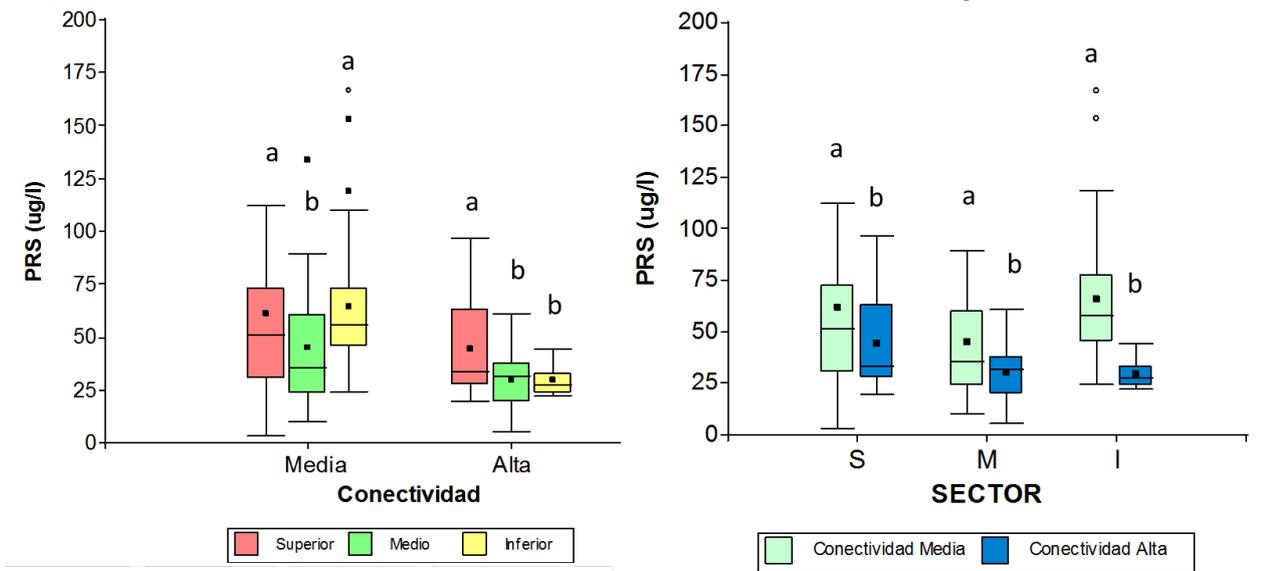


Figura 6.4. Niveles de PRS en función de la conectividad y los sectores. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones medias.

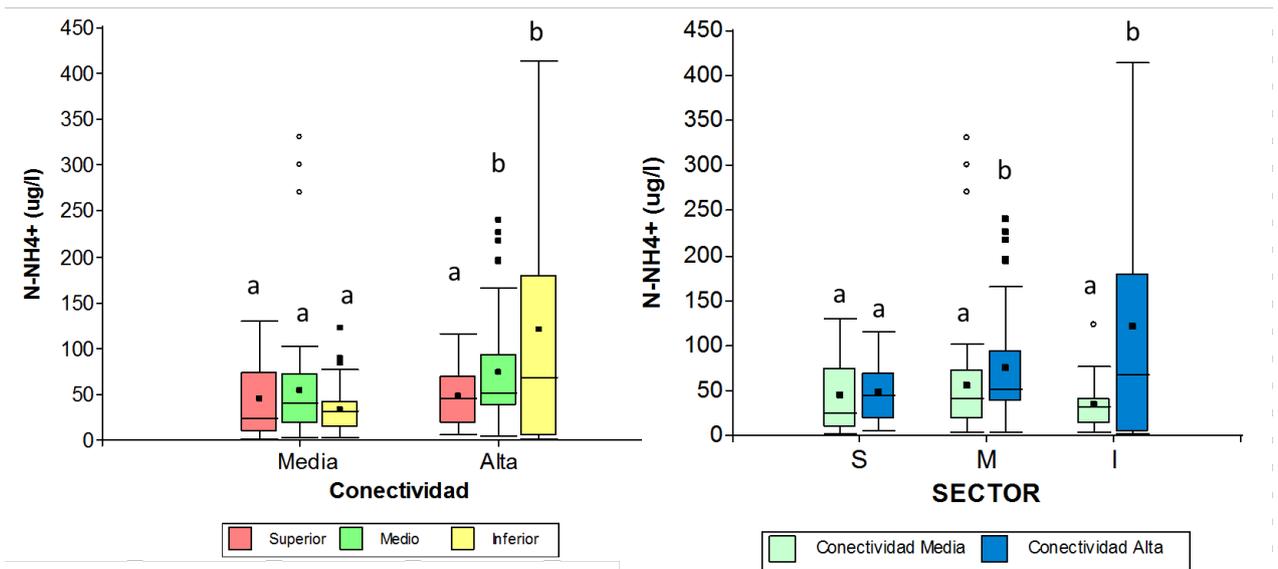


Figura 6.5. Niveles de $N-NH_4^+$ en función de la conectividad y los sectores. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones medias.

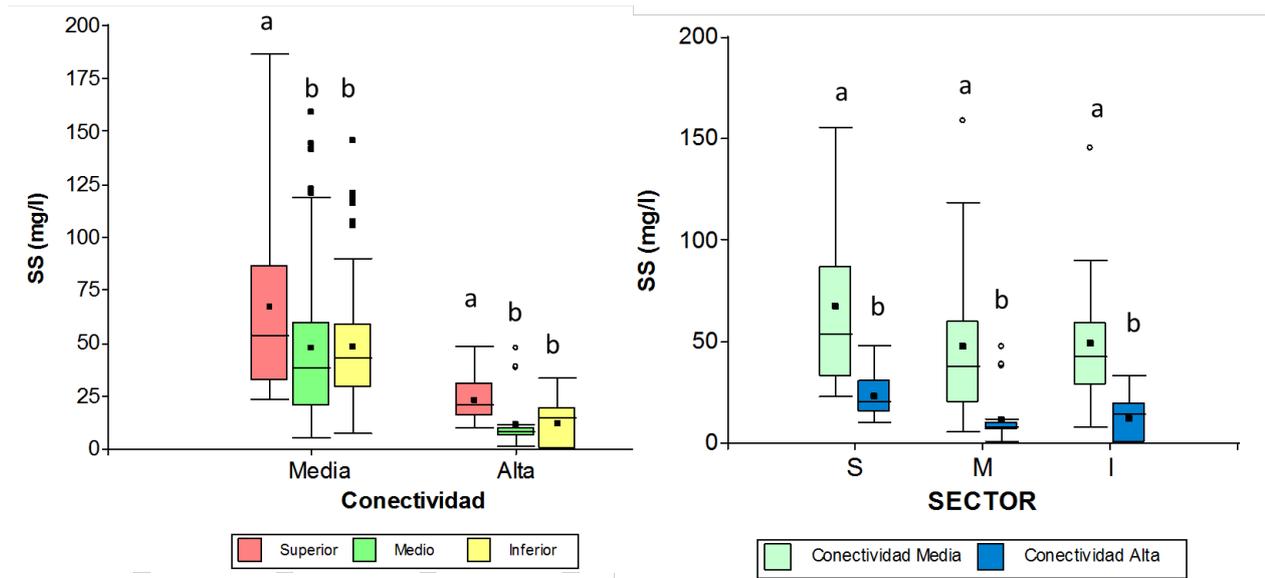


Figura 6.6. Niveles de Sólidos en suspensión en función de la conectividad y los sectores. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones medias.

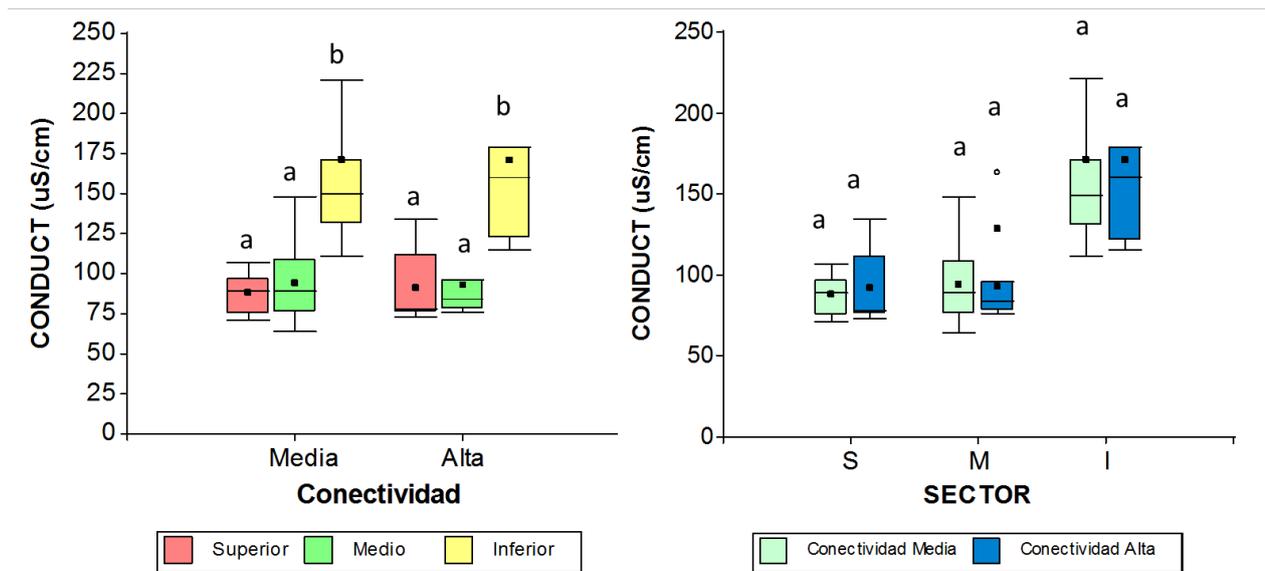


Figura 6.7. Niveles de CE en función de la conectividad y los sectores. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las concentraciones medias.

En ambas situaciones de conectividad del sistema (media y alta), la concentración de $N-NO_3^-$ del sector superior fue significativamente mayor respecto de los sectores medio e inferior, sin detectarse diferencias significativas entre estos últimos. Ese patrón se observó durante todo el año, pero las diferencias fueron mayores en coincidencia con los períodos de gran cantidad de agua. En la situación de conectividad alta, los niveles de $N-NO_3^-$ son significativamente menores

que en conectividad media, para todos los sectores (**figura 6.3**). Así, se observó una variación inversamente con la altura de la etapa hidrométrica ($r = -0,51$, $p < 0,05$).

La concentración máxima de N-NO_3^- ($421 \mu\text{g/l}$) se midió en la fase de aumento de agua de la inundación de El Niño (OS) en noviembre de 2015, cuando el agua del Río estaba ingresando en la llanura de inundación, mientras que el mínimo ($105 \mu\text{g/l}$) se registró en el siguiente año, en Mar-16, en la etapa de retroceso después del pico de la inundación, cuando el agua ya había cubierto los humedales de la llanura de inundación y regresaba hacia los canales principales. El río (S2) fue muestreado en la misma altura del agua durante dos años consecutivos, pero en diferentes momentos del período de inundación. En noviembre de 2014, cuando el agua estaba en descenso y se retiraba de la llanura de inundación, la concentración de N-NO_3^- ($153 \mu\text{g/l}$) fue significativamente menor que un año después ($421 \mu\text{g/l}$), cuando se tomaron muestras del río en la extremidad en aumento del hidrograma (**figura 6.1**).

Las concentraciones de N-NH_4^+ en los sectores medio e inferior fueron significativamente más altas en coincidencia con los periodos de conectividad alta (**figura 6.5**). Por ejemplo, después de la inundación de El Niño, los niveles de N-NH_4^+ fueron los más altos (a $148 \mu\text{g/l}$). Puig *et al.* (2016) también reportaron una concentración máxima de N-NH_4^+ luego de la inundación de El-Niño en 2009. Análogamente, Villar y Bonetto (2000) hallaron una correlación positiva y significativa entre el NH_4^+ y la altura del agua en el sector inferior del Delta. En general no se observan diferencias espaciales, solo en Nov-14 la concentración de N-NH_4^+ presentó diferencias significativas entre los sitios del sector superior y los del medio siendo estos últimos mayores a los primeros.

Las concentraciones de PRS variaron en función de la conectividad del sistema (**figura 6.4**). En conectividad alta, la concentración media del sector superior fue significativamente mayor que la del sector inferior y medio. Sin embargo, en conectividad media, si bien la concentración media del sector superior sigue siendo mayor significativamente que la del sector medio, entre el sector superior e inferior no se hallaron diferencias significativas. En todos los sectores se hallaron diferencias significativas entre conectividad alta y media, siendo mayores los niveles en esta última condición. Por otro lado, la diferencia de concentraciones entre ambos niveles de conectividad se va incrementando a medida que el agua avanza del sector superior al inferior.

En todos los sectores, las concentraciones de SS disminuyen significativamente cuando la conectividad es alta. En ambas situaciones de conectividad del sistema, las concentraciones de SS son significativamente mayores en el sector superior que en el sector medio y estas últimas similares a las del sector inferior. Estos resultados sugieren una retención neta de sedimentos en

los humedales de la llanura de inundación. De manera similar al patrón del TSS, el TP disminuyó desde los sitios del sector superior a los del sector inferior.

Particularmente, el sector inferior del Delta es más sensible los cambios, ya que se observan las mayores diferencias significativas entre los distintos niveles de conectividad para los nutrientes y sólidos en suspensión. Por otra parte, la CE en el sector inferior es mayor significativamente que en los sectores Superior y Medio (**figura 6.7**). Sin embargo, no se observan diferencias significativas en conectividad alta y media para ningún sector. Esto es importante, ya que no refleja un proceso de dilución.

6.3 Interacción con la planicie de inundación

El Río Paraná atraviesa una superficie de 17.500 km² en el Delta, con extensas áreas de humedales. Los resultados observados en este trabajo muestran que los niveles de nutrientes y SS disminuyen conforme el río atraviesa este gran Delta. Es sabido que los humedales y particularmente las llanuras de inundación eliminan nitrógeno principalmente mediante desnitrificación, asimilación microbiana y absorción de las plantas, mientras que la eliminación de fósforo se logra a través de sedimentación, adsorción a sustratos orgánicos, precipitación y absorción biológica (Craft y Casey, 2000).

En los sectores Superior y Medio del Delta, el valle aluvial contiene una profusa cantidad de cuerpos de agua, lagunas y charcas temporarias parcialmente cubiertos por densas capas de macrófitas flotantes, dominadas por *Eichornia crassipes*. Mientras que en el sector inferior no se observan cuerpos de agua libre, sino enormes extensiones de pajonales, que están permanentemente inundados, pero son muy someros, conteniendo típicamente 10-20 cm de agua, cubiertos completamente por macrófitas emergentes, dominadas por *Scirpus californicus* y *Cyperus giganteus*, alcanzando una producción de 3 kg/m² por año (Villar *et al.*, 1996). La materia orgánica acumulada en los sedimentos de fondo, agota las concentraciones de oxígeno en la interfase agua-sedimento favoreciendo los procesos de desnitrificación (Villar *et al.*, 2001; Mugni *et al.*, 2005b).

La evidencia actual sugiere que la captación de N principalmente por macrófitas, así como los procesos de desnitrificación en los microambientes anaeróbicos de los sedimentos de la llanura de inundación, favorece la disminución de la concentración de N-NO₃⁻ aguas abajo a lo largo de este macrosistema.

La interacción río-llanura aumenta en las etapas de conectividad alta (Bonetto *et al.*, 1994; Villar *et al.*, 1998; Mugni *et al.*, 2005b). Unrein (2001) observó un claro gradiente de disminución de NID desde el cauce del río Paraná hacia el valle aluvial, atribuido fundamentalmente a la alta tasa de desnitrificación que existe en los pastizales y bañados. La rápida absorción de este elemento por macrófitas, bacterias y algas puede ser otra causa del abrupto descenso de la concentración de NO_3^- hacia el valle de inundación. Este patrón también fue observado en la cuenca del Missouri (Knowlton y Jones, 1997), Orinoco (Hamilton y Lewis Jr., 1987) y Amazonas (Forsberg *et al.*, 1988; Engle y Melack, 1993). A lo largo del gradiente transversal río-laguna-bañado, existe una disminución de la profundidad del agua y de los sólidos en suspensión, y un aumento de la transparencia. La sedimentación de los sólidos transportados por el río puede deberse tanto a la precipitación de estas partículas cuando el agua del río penetra en ambientes menos turbulentos, como así también a su retención en las raíces de las macrófitas (Izaguirre *et al.*, 2001). La disminución de SS observada en este trabajo podría estar asociada a este mecanismo.

Paralelamente, en vista del comportamiento de las concentraciones de P, se puede inferir que cuando el río crece invade el valle aluvial y el PRS es incorporado por la vegetación o precipita con los sólidos suspendidos, disminuyendo su concentración. Cuando el río baja, el PRS remanente y el que se origina en la descomposición de materia orgánica en el valle aluvial, vuelve al río aumentando la concentración de PRS en el cauce principal. Se ha estudiado que en la interfase agua-sedimento hay flujos que están condicionados por el oxígeno disuelto y el pH. Cuando la vegetación muere se acumula en la superficie de los sedimentos y se descompone consumiendo oxígeno, alcanzando una media de 2 mg/l con rangos de 0 a 5 (Villar *et al.*, 2001). La disminución de oxígeno reduce el Fe y se libera PRS del sedimento al agua, liberando parte del P orgánico del sedimento. Cuando el río comienza a descender después de la creciente, el agua que drena el valle aluvial esta enriquecida en PRS y aumenta la concentración en el cauce, como se observa en este estudio. Estas evidencias sugieren que los humedales del valle aluvial actúan reteniendo PRS.

Por otra parte, la concentración de PRS en el canal principal en este estudio no fue significativamente diferente en el sitio S2 de la del sitio I2, lo que sugiere que la retención de PRS en la llanura de inundación atenuó el enriquecimiento de nutrientes de las cargas antrópicas en el tramo inferior.

Es importante destacar que la disminución de las concentraciones de nutrientes aguas abajo ocurrió a pesar de las grandes cargas provenientes de ciudades aledañas, siendo Rosario por

ejemplo, la más grande, con aproximadamente 1 millón de habitantes, además del ingreso de N y P contribuido por varios afluentes de descargas más bajas, pero con mayores concentraciones que las del Río Paraná, y también por el ingreso difuso de regiones agrícola-ganaderas cercanas (estos aspectos se amplían en el capítulo 7). Contrariamente, en otras cuencas, como en la cuenca del Río Ebro, en el Río Flumen las concentraciones de SS, P y N-NO_3^- aumentan significativamente a lo largo del Río hasta su desembocadura, en una cuenca altamente impactada por agricultura, con niveles de hasta 25 veces superiores a las halladas en este trabajo (Comín *et al.*, 2014).

Las evidencias presentadas sugieren que las grandes áreas de humedales en el sistema de estudio, actúan amortiguando las cargas externas, lo que representa un servicio natural de muchísimo valor.

Un esquema de lo explicado en este apartado se muestra en la **figura 6.8**.



Figura 6.8. Esquema conceptual de la interacción de nutrientes y sólidos con la planicie y los pulsos de inundación.

6.4 Conclusiones del capítulo

- Los pulsos de inundación en el Delta del Paraná tienen influencia en la variabilidad de los parámetros y en la interacción de los nutrientes con la planicie de inundación
- Durante el Evento El Niño (OS), la conectividad hidrológica aumenta en una gran proporción del área del Delta, observándose una disminución de nutrientes y SS.
- Las concentraciones de los nutrientes N y P, como así también de SS, disminuyen significativamente de NO a SE sobre todo en los periodos de aguas altas (o de conectividad alta) al atravesar el gran sistema de humedales de la planicie de inundación del Río Paraná.
- El sistema Delta actúa como retentor y/o atenuante de nutrientes y sólidos en suspensión, evidenciando una función ecosistémica del macrosistema de humedales, a pesar de las cargas de nutrientes que recibe.

CAPÍTULO 7

Integración de la información
generada en un contexto regional y
global

Los grandes humedales de América del Sur y de Argentina no escapan a las tendencias globales de modificación y degradación, comenzando a mostrar los efectos de los factores antrópicos como la construcción de diques y represas, los cambios en el drenaje, los cambios en el uso de suelo, la deforestación, la contaminación, la urbanización, la desconexión de las planicies de inundación, los cambios hidrológicos (Pedrozo y Bonetto, 1989; Brinson y Malvárez, 2002; Wright *et al.*, 2006; Baigún *et al.*, 2008). A pesar de estas presiones, el Río Paraná Medio e Inferior ha sido considerado como un sistema de referencia debido a sus procesos naturales y complejidad estructural que aún no se encuentra en la mayoría de los ríos regulados (Nestler *et al.*, 2007). En este sentido, es muy importante analizar y predecir los cambios e impactos que atentan contra su integridad ecológica, siendo de importancia crítica el equilibrio de los procesos biogeoquímicos. Se considera *impacto* a la alteración producida como resultado de una *presión* directa o indirecta (ejercida por actividades antrópicas) que podría provocar una alteración sobre el estado del cuerpo de agua, teniendo en cuenta criterios de calidad. Dado que es muy escasa la información previa para poder evaluar en retrospectiva el impacto de las modificaciones del uso del suelo o de las actividades regionales actuales, en este capítulo se abordará principalmente la identificación de presiones (stressores) que tengan la potencialidad de producir impactos en la concentración de nutrientes. Las alteraciones pueden asociarse a contaminación puntual (vertido de efluentes urbanos o industriales) o difusa (ganadería, agricultura, escorrentía), a cambios hidromorfológicos asociadas tanto a la dinámica productiva como urbana (encauzamientos, canalizaciones, terraplenes, diques, represas) que indirectamente pueden afectar la conectividad hidrológica y consecuentemente la dinámica de nutrientes.

Este capítulo tiene como objetivo analizar e interpretar la información obtenida en un contexto regional identificando sectores vulnerables en relación a actividades productivas, urbanas y extractivas que se desarrollan en el Delta, que ejercen presión sobre la dinámica de nutrientes en el ecosistema. También se analizará esta información en comparación con otras cuencas y Deltas del mundo en cuanto a su estado, sus funciones ecosistémicas, en relación a los nutrientes y fuentes de impacto. Finalmente se integrará la información generada con proyectos de gestión en el territorio con el fin de contribuir al conocimiento que promueva la protección y/o el uso sustentable de la región.

7.1 Presiones antrópicas sobre el Delta

La identificación de las actividades antrópicas que se desarrollan en el Delta, fue realizada a través de la búsqueda bibliográfica, observación en campo, consultas a extensionistas y otros actores del territorio y observación a través de herramientas de georreferenciación e imágenes satelitales (sección 3.7).

Se identificaron aquellas actividades que por sus características ejercen o tienen potencial de ejercer presiones, alterar la concentración y dinámica de nutrientes, y la calidad del agua del ecosistema. Para esto se evaluó el tipo de actividad, su extensión, niveles de nutrientes y las alteraciones que pueden generar en las aguas del Delta.

Presiones de efluentes urbano-industriales

Las localidades o centros poblados que descargan efluentes con vertidos urbano-industriales en el Delta entrerriano, y zonas aledañas, constituyen una de las presiones para las aguas del Delta debido al aporte extra de carga de nutrientes y contaminantes. Dentro de los límites entrerrianos, las localidades con mayor número de población son Gualeguay, Victoria, Diamante, Villa Paranacito, Ibicuy, Ceibas, Enrique Carbó, Las Cuevas, Rincón del Doll y Médanos. Particularmente, en el área inferior del Delta, y en el eje Rosario-Victoria, el desarrollo urbano ha surgido en los últimos años como un nuevo fenómeno que avanza sobre la llanura de inundación, promoviendo su llenado o aislamiento, modificaciones de drenaje, fragmentación del hábitat y otros impactos que incluyen la eliminación de vegetación natural, la modificación de la costa y la contaminación por aguas residuales. Los territorios insulares también son espacio de residencia y trabajo de grupos familiares, pero en cantidad reducida y con muy baja densidad poblacional. Por fuera de los límites entrerrianos, en las provincias de Santa Fe y de Buenos Aires, las localidades costeras ubicadas sobre la margen derecha del Río Paraná como San Lorenzo, Rosario, San Nicolás, Ramallo, Baradero, Zárate, Campana, Escobar, San Fernando y Tigre, presentan una alta densidad poblacional y constituyen los principales centros urbano industriales del país que vierten sus efluentes generalmente sin tratamiento de forma directa o indirecta sobre el propio cauce del Río Paraná o afluentes (Salibián, 2006; Ronco *et al.*, 2011). La urbanización altera la dinámica de nutrientes (Horner, 2000; Lee *et al.*, 2006). Las aguas residuales en general contienen nutrientes inorgánicos y orgánicos, materia orgánica, sólidos disueltos y en suspensión, que son descargados directamente en las aguas superficiales, ocasionando un aumento en la concentración de nutrientes (Katz *et al.*, 1999; Panno *et al.*, 2001; FDEP, 2009; Strong, 2004) y otros parámetros fisicoquímicos. Se estima que se descargan entre 200 y 300 litros de efluente domiciliario/cloacal

por habitante por día, y que aproximadamente 15 millones de personas habitan en el área de influencia del Delta. Esto implica un aporte de líquidos domiciliarios de casi 4 millones de m³/día que se descargan sin tratamiento, o con un tratamiento deficiente. Si bien el Río Paraná es un río muy caudaloso (promedio 17.000 m³/s = 1.470 millones de m³/día) con un gran poder de dilución, estos aportes no dejan de ser una presión para el sistema en la carga de nutrientes, sobre todo en épocas de bajos caudales y en las zonas de incorporación de tales efluentes a sus aguas. En el presente estudio, se observó que los sitios más cercanos a centros poblados (como Victoria, Paranacito, Gualeguay) presentaron mayores niveles de nutrientes y otros parámetros fisicoquímicos.

Asimismo, sobre la cuenca del Paraná, los antecedentes de los últimos 10 años describen la descarga de efluentes urbano-industriales sin tratar o deficientemente tratados a los tributarios de la cuenca, y a esto se le suman los efluentes no declarados. Hojman (2016) estudió parámetros fisicoquímicos y biológicos de 14 tributarios al Delta, hallando en algunos casos una baja calidad de agua y degradación del ambiente acuático, sobre todo en aquellos sitios ubicados en entornos con intensa actividad industrial y urbana de Santa Fe y Buenos Aires. Es preciso resaltar que el Delta entrerriano no tiene grandes industrias asentadas dentro de sus límites. Sin embargo, las tendencias de aumento poblacional tanto en el propio Delta como en ciudades aledañas, significan una presión cada vez mayor en el aporte de nutrientes y otros contaminantes, que atentan contra la integridad de este gran ecosistema si no se disponen medidas de control de efluentes y tecnologías apropiadas.

Presiones por agricultura

A las presiones por descargas puntuales, se le suman las descargas de tipo difusas. La agricultura es una actividad que incorpora grandes cantidades de nutrientes al ambiente de forma difusa. En las últimas décadas Argentina ha experimentado un proceso de agriculturización creciente, siendo la principal actividad económica y requiriendo la aplicación cada vez mayor de fertilizantes y otros insumos agrícolas. El uso de fertilizantes se ha multiplicado aproximadamente 10 veces, de 0,35 a 3,6 millones de toneladas, de 1991 a 2016 (Fertilizar, 2019). Este aumento de las cargas de fertilizante eleva la carga difusa en los cursos de agua de drenaje (Schepers *et al.*, 1991) y se conoce que el uso de abonos y fertilizantes nitrogenados utilizados en la agricultura representa una importante fuente de N y P en los sistemas acuáticos (Cherry *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2017). Como resultado, muchos cursos de agua presentan un impacto por enriquecimiento de nutrientes (Verhoeven *et al.*, 2006) (**figura 7.1**). Aunque actualmente la agricultura es poco significativa

dentro de los límites entrerrianos del Delta, cobra mayor importancia alrededor de sus límites, en las 3 provincias que lo componen. Una gran parte de los insumos utilizados en esta actividad se distribuyen en el ambiente y son transportados por distintos procesos físico-químicos hacia los cuerpos de agua, pudiendo llegar hacia el Delta, a través de sus afluentes.

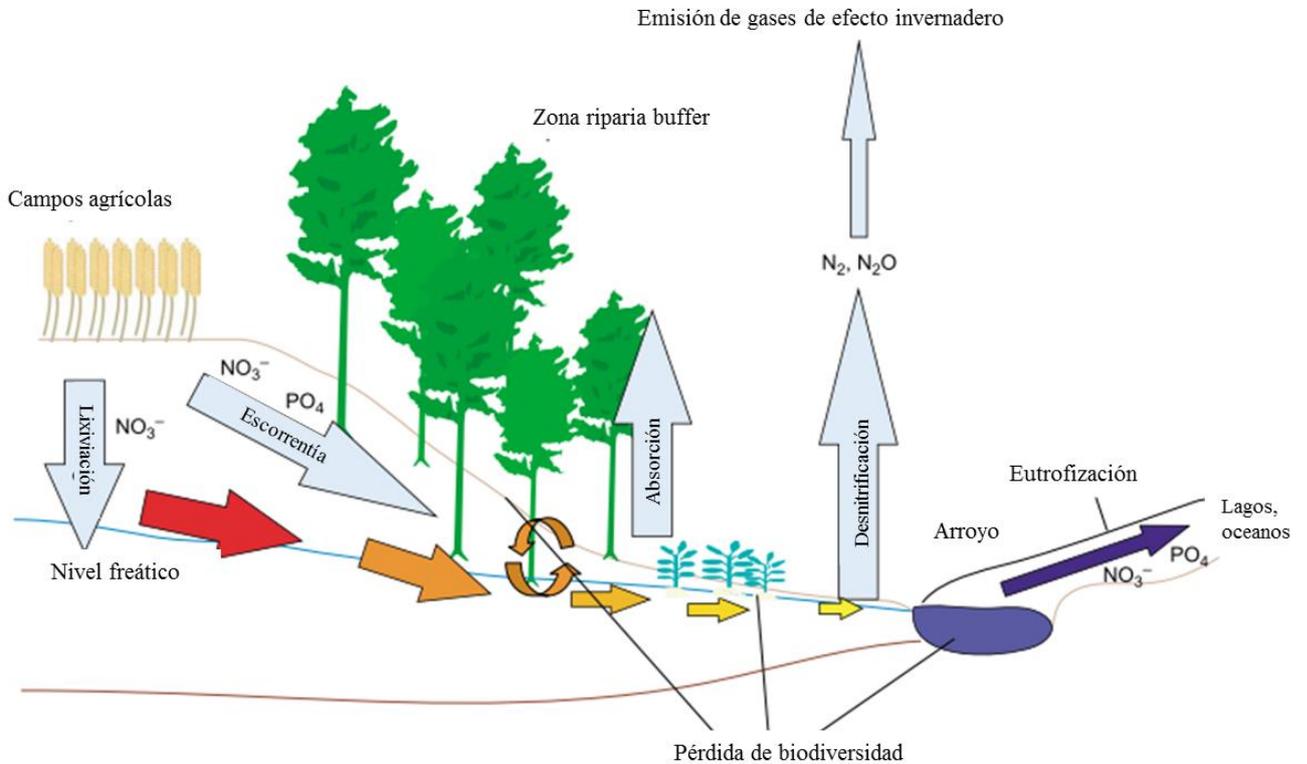


Figura 7.1. Presiones de la agricultura sobre los humedales. Adaptada de Verhoeven *et al.* (2006)

Ingreso de afluentes al sistema Delta

Ronco *et al.* (2011) y Ronco *et al.* (2016) estudiaron los tramos superior, medio e inferior de la cuenca del Paraná e inferior del Paraguay, en 23 sitios de muestreo de agua superficial y sedimentos y detectaron tributarios que incorporan sus aguas sobre el Río Paraná con concentraciones elevadas de sólidos (disueltos, en suspensión), materia orgánica, nutrientes, metales pesados y plaguicidas, sobre todo en áreas industrializadas y urbanizadas, con mayor impacto antrópico. Por otro lado, los informes presentados por SAyDS (2007) y PNA (2016), muestran un escenario similar en el tramo inferior del Río Paraná, el cual recibe varios afluentes que drenan cuencas cultivadas. En estos informes se presentan niveles de nutrientes en concentraciones más elevadas que las hallados en el Delta. Casi el 70 % de las muestras exhiben niveles entre 10 y 1000 $\mu\text{g N/l}$. En algunos afluentes del Río, los niveles de N-NO_3^- y N-NH_4^+ son mayores a 1000 $\mu\text{g/l}$; y en general, los elevados tenores de N-NO_3^- se acompañan con mayores concentraciones de N-NO_2^- . El contenido de PT, en algunos casos resulta muy superior a 1000 $\mu\text{g P/l}$, y mas del 60 % de los sitios evaluados supera los 100 $\mu\text{g/l}$ de este nutriente. Los ríos o arroyos

que contienen elevados niveles de uno o más nutrientes son Monte Lindo, San Lorenzo, Ludueña, Pavón, Del Medio, Arrecifes, Areco, Lujan y Pilcomayo Canal. Todos ellos afluentes de la cuenca media e inferior (margen derecha) del Río Paraná, a los que se les asocia en sus cursos alta actividad antrópica, tanto urbano-industrial, como rural.

Por otra parte, Mugni *et al.* (2005a) informaron concentraciones de N-NO_3^- que oscilaron entre 1100 y 3600 $\mu\text{g/l}$ en cuatro arroyos que drenan áreas con uso de suelo principalmente agrícola, en la cuenca del río Arrecifes, un afluente del Río Paraná inferior; mientras que Feijóo y Lombardo (2007) informaron una concentración media de N-NO_3^- de 1900 $\mu\text{g/l}$ en doce afluentes del Paraná inferior. Todos estos niveles son significativamente mayores a los hallados en el Delta del Paraná, observados en este estudio. En cuanto al aporte de P, Mugni *et al.* (2005a) informaron concentraciones de PRS de 130–150 $\mu\text{g P/l}$ en los arroyos de la cuenca del río Arrecifes, mientras que Feijóo y Lombardo (2007) midieron una concentración media de PRS de 330 $\mu\text{g P/l}$ en diversos afluentes del tramo inferior del Río Paraná, que recorren zonas cultivadas y urbanizadas. Mugni *et al.* (2013) evaluaron el efecto del uso del suelo en un arroyo de esa misma cuenca en dos años consecutivos, encontrando que en el año en que no se fertilizaron los campos de alrededor, las concentraciones de PRS en el arroyo fueron menores. Los mismos autores reportaron mayores concentraciones de PRS y N-NO_3^- , asociadas a la actividad ganadera adyacente, por lo que sugirieron que tanto la fertilización como el estiércol producido por el ganado aumentan las cargas de nutrientes en el arroyo.

Asimismo, los cursos de agua más importantes de la provincia de Entre Ríos que discurren en sentido N-S, atraviesan zonas productivas de la región, aportando una carga externa hacia el sistema Deltaico, con niveles de nutrientes significativamente mayores (como se observó en el capítulo 5) que se suman a las presiones que recibe el Delta. Contrariamente, el Río Uruguay, que tiene influencia en la dinámica hidrológica en el sector inferior del Delta, en general contiene niveles menores o similares a los hallados en el Delta (Ferrari *et al.*, 2011; CARU, 2016).

Todos estos ingresos con niveles más elevados que los hallados en las aguas del Delta, representan una suma de presiones hacia el sistema, inmerso en una extensa área pampeana, y rodeado de los principales centros urbano-agrícola-industriales.

Presiones relacionadas a la ganadería

La ganadería es la actividad preponderante dentro de los límites del Delta entrerriano. A pesar de que no es una zona ganadera por excelencia como la región pampeana, la introducción de un exceso de ganado en las llanuras de inundación ejerce presión sobre el ecosistema ya que representa una fuente de ingreso de nutrientes que puede contribuir a su degradación (Steinman *et al.*, 2003; Kato *et al.*, 2009; Burton *et al.*, 2010; Sigua, 2011). La actividad ganadera puede generar un aumento en la concentración de nutrientes al depositar estiércol en el agua superficial (Shimura y Tabuchi, 1994; Bottcher *et al.*, 1999; Ham y DeSutter, 1999; Parker *et al.*, 1999; Alloush *et al.*, 2003; Steinfeld *et al.*, 2006). La extensa área de vegetación para forraje y alta calidad de agua de los humedales del sistema del Río Paraná proporcionan excelentes condiciones para la producción de ganado. Tradicionalmente, la ganadería se ha llevado a cabo en el Delta Medio y Superior, mientras que en el Delta Inferior su desarrollo es más reciente y, en general, se realiza conjuntamente con la actividad forestal de sauces y álamos (Quintana *et al.*, 2014b).

En Argentina, desde finales del siglo XX, la expansión de la producción de soja desplazó ganado hacia zonas inundables, constituyendo una amenaza para los cuerpos de agua cercanos (PROSAP, 2009). Esta situación determinó un cambio en la densidad de ganado en planicies aluviales aumentando casi 10 veces de 1997 a 2007 (Quintana *et al.*, 2014b). Mesa *et al.* (2015) estudiaron el impacto de la introducción de ganado en la planicie aluvial del Paraná Medio (Santa Fe) aproximadamente 150 km aguas arriba de los sitios de muestreo S1-S4, y mostraron que existe un incremento significativo de nutrientes durante la presencia de ganado en la llanura de inundación, disminuyendo los niveles en ausencia de ganado. Los autores sugieren además, que el rol de la vegetación es muy importante para amortiguar el impacto, y los cambios en los valores de nutrientes en la planicie aluvial, de acuerdo con la presencia / ausencia de ganado ocurrieron sorprendentemente rápidos, lo que sugiere una alta resistencia de los humedales del sistema del Río Paraná a este impacto. Los autores sugieren además que el manejo rotacional minimizaría el aumento de nutrientes en el agua, manteniendo la integridad ecológica de los humedales.

Si bien en el presente trabajo no se estudió el impacto por la ganadería, los niveles hallados dentro de los límites entrerrianos del Delta, son similares a los hallados por Mesa *et al.* (2015) en ausencia de ganado, sugiriendo que esta actividad no genera un impacto importante a nivel del macrosistema. Sin embargo, el aumento de la actividad ganadera podría producir un efecto negativo dentro de los humedales de la llanura de inundación. Las zonas con mayores niveles de nutrientes hallados en el presente trabajo en el sector medio del Delta (en la región de las

desembocaduras de los principales afluentes) se condicen con las zonas de mayor densidad de ganado, lo que despierta una alerta frente a este tipo de presión antrópica, ya que es una actividad muy importante en este sector.

Por otro lado, la ganadería también se asocia a la quema de pastizales destinada al aprovechamiento del rebrote y a cambios del uso del suelo para la construcción de infraestructura adecuada, lo que también genera presiones sobre el área deltaica.

Aunque la ganadería es la principal actividad en los límites entrerrianos del Delta, también se desarrollan otras actividades económicas como la caza y pesca, apicultura, forestación, extracción de áridos –arena y arcillas-, fruticultura y horticultura, turismo, artesanías. Sin embargo, dado la escala en la que se desarrollan en la actualidad estas últimas, sin que abarquen grandes extensiones de terreno Deltaico, representan una presión menor para el macrosistema de humedales, en lo referente al aporte de nutrientes.

Presiones por endicamientos y terraplenes sobre las funciones ecosistémicas y la dinámica de nutrientes.

La construcción de terraplenes, canalizaciones y endicamientos creados para las distintas actividades que se desarrollan en el Delta, modifican el régimen hidrológico del humedal y constituyen una presión (indirecta) en la dinámica de nutrientes. Estas construcciones establecen una barrera al paso del agua, disminuyen el área de vegetación de los humedales, disminuyen la conectividad del ecosistema, lo que puede impactar en la dinámica de nutrientes. La ganadería en el Delta medio y superior, y la actividad forestal y silvopastoril presentes sobre todo en el sector inferior del Delta, están asociadas a zanjas, canales y endicamientos (Kandus *et al.*, 2006). Generalmente, la canalización se asocia a una importante pérdida de materia orgánica y de nutrientes. Mientras que el endicamiento produce un cambio drástico en la estructura y el funcionamiento del humedal ya que interrumpe la entrada del agua hacia las islas. Esto disminuye la conectividad del humedal y consecuentemente disminuye la capacidad de amortiguación de las inundaciones, la retención de nutrientes y se destruye el hábitat de muchas especies. Dentro del Delta entrerriano, alrededor de la ciudad de Victoria y Villa Paranacito se vienen desarrollando algunos emprendimientos para construcción de viviendas que implican cambios en el terreno. La construcción de vías terrestres de transporte también genera una alteración en la estructura de los humedales y la conectividad del sistema. Todos estos cambios atentan contra el rol de los humedales de regulación hidrológica, amortiguadores de las crecientes, retentores de nutrientes

y sedimentos, almacenadores de agua dulce y hábitat de muchas especies (Blanco y Méndez, 2010). Diversos tipos de coberturas vegetales como pajonales, bosques, juncales, pastizales, han sido afectados por estas construcciones (Minotti, 2014b).

Particularmente sobre la dinámica de nutrientes, la disminución del área de humedales puede tener consecuencias en la capacidad de eliminación y retención de nutrientes, como se discutió en el capítulo 6. De hecho, en la zona inferior del Delta, donde se encuentra la mayor área de endicamientos y terraplenes, no se observó una disminución significativa de nutrientes con respecto al sector medio.

Por otro lado, si bien no existen emprendimientos hidroeléctricos en el área Deltaica, la cuenca superior del Paraná presenta una discontinuidad importante exhibiendo más de 50 represas (Agostinho *et al.*, 2007). Los cambios en el uso del suelo en la cuenca superior del Paraná han generado un aumento en el flujo del río después de enormes deforestaciones (Tucci y Clarke, 1998), que también presionan al sistema. Bonetto *et al.* (1989) afirmaron que la extensa deforestación intensificó el proceso de escorrentía y la erosión del suelo, aumentando las cargas sólidas suspendidas, pero al mismo tiempo, debido a la retención por las represas hidroeléctricas en la cuenca superior, los nutrientes y el contenido disuelto disminuyeron.

Todos estos cambios en el uso del suelo atentan contra el normal funcionamiento hidrológico del sistema e indirectamente sobre la dinámica de nutrientes.

7.2 Superposición de las principales presiones antrópicas que reciben las aguas del Delta

Con toda la información de base detallada anteriormente y la información hallada en el presente trabajo, se elaboró un mapa conceptual esquemático de las presiones antrópicas principales identificadas, que pueden afectar la dinámica de nutrientes (**figura 7.2**). El mapa realizado es el resultado de la superposición georreferenciada de las principales presiones identificadas: Ganadería, efluentes domiciliarios aportados por las ciudades propias del Delta y aledañas, ingreso de afluentes al sistema Delta que atraviesan zonas productivas y la construcción de endicamientos y terraplenes. Para la elaboración, se utilizó la información generada por Minotti y Kandus (2014) respecto al área ocupada por endicamientos y terraplenes, y la información generada por Quintana *et al.* (2014a), respecto a la presión ejercida sobre los ecosistemas por parte de la actividad ganadera (ambos mapas se muestran en el **ANEXO V-D Y V-E**). También se

utilizó información hidrológica tomada del visor GEO-INTA, de la Base de Datos Hidrológica Integrada de la Nación (BDHI) y datos del INDEC sobre población (censo 2010).

Además se superpusieron los datos hallados en este estudio para cada sitio evaluado. Para esto se tomaron como referencia los promedios de los principales nutrientes en fase disuelta ($N-NO_3^-$ y PRS), para cada sitio.

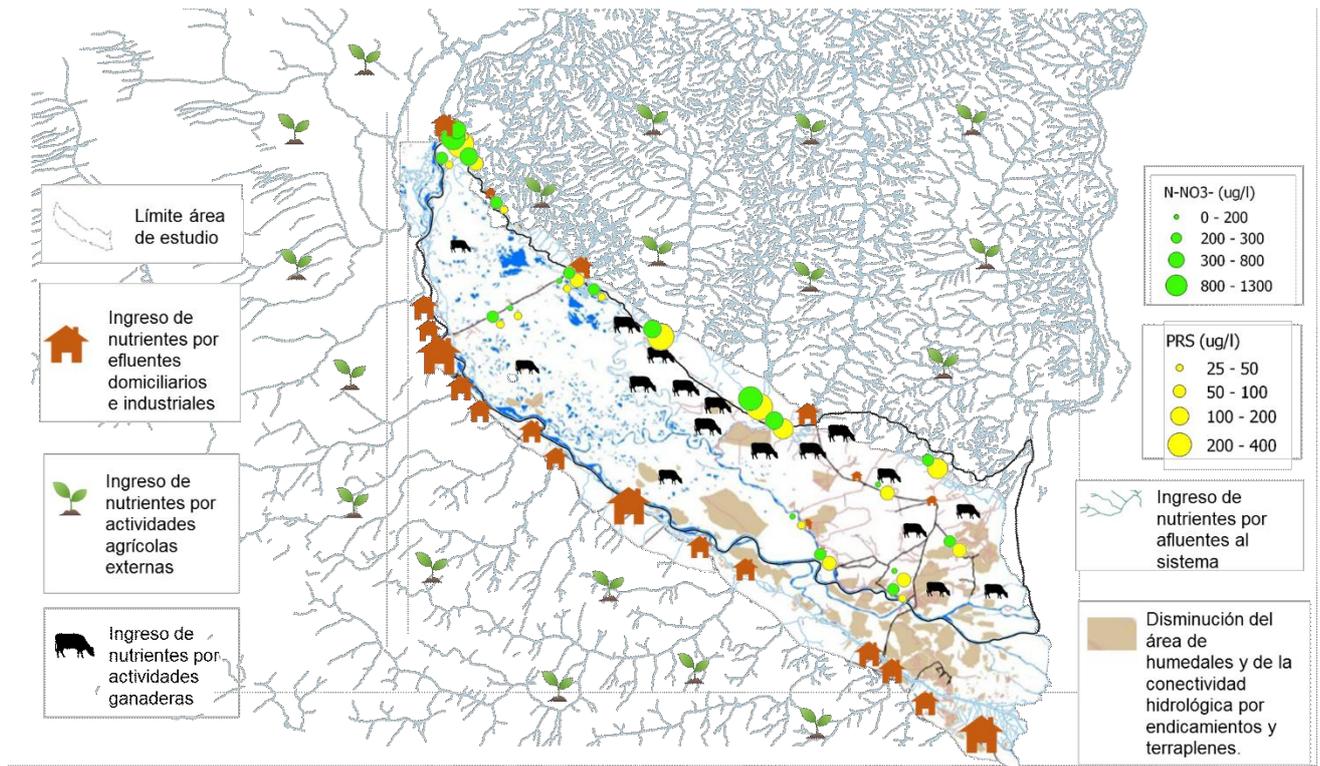


Figura 7.2. Esquema conceptual de las principales presiones antrópicas que recibe el Delta sobre la dinámica de nutrientes. Se muestran también los niveles promedio de nutrientes hallados en este trabajo.

Se puede observar que sobre los límites superiores del Delta las zonas con mayor influencia de presiones antrópicas de tipo ganadero/urbano/receptora de afluentes, presenta los mayores niveles de nutrientes, para los sitios estudiados. Si bien es un mapa conceptual, esta representación permite visualizar estas presiones como posibles perturbadoras de la dinámica de nutrientes y de la sustentabilidad del ecosistema tanto en el presente como en el futuro, en un contexto donde se incrementan los cambios en el uso del suelo, aumenta el desarrollo productivo y urbano y, paralelamente, en un contexto donde es incipiente la valoración de las funciones ecosistémicas de los humedales, y en particular del sistema Delta. En vista de esto, es necesario garantizar que las prácticas antrópicas sean ambientalmente sustentables y que se puedan

mantener sus características ecológicas.

Se ha registrado que los ecosistemas de humedales suelen ser altamente resilientes (Quintana *et al.*, 2014a) y tienen un alto potencial de mejorar la calidad del agua. Sin embargo, la capacidad de los humedales para eliminar contaminantes puede ser reducida cuando están bajo presiones (Wright *et al.*, 2006). Existe un umbral sobre el cual se pueden comprometer sus funciones ecológicas. El enriquecimiento por nutrientes de manera prolongada en humedales trae como consecuencia el aumento de la producción de gases de efecto invernadero, pérdida de biodiversidad y desequilibrios para la biota. A medida que la magnitud de las intervenciones humanas se incrementa, es más factible que este umbral sea superado. Los límites de carga de N y P son discutidos actualmente y hay poca información en relación a esto. Algunos autores proponen niveles críticos de carga (10 kg P/ha.año y 25 kg N/ha.año) por encima de los cuales, los humedales pueden ser afectados (Verhoeven *et al.*, 2006). Estos últimos autores advierten que en la mayoría de las cuencas agrícolas estos límites han sido superados.

Estas presiones relacionadas a los nutrientes sumadas al uso de agroquímicos, antibióticos y residuos sólidos, constituyen una grave amenaza para la integridad y al funcionamiento de este sistema.

7.3 Tendencias globales

Las tendencias globales de los humedales muestran una importante degradación, tanto en la disminución del área, como en las funciones y servicios ecosistémicos que presentan (Keddy *et al.*, 2009; de Groot *et al.*, 2012; Davidson, 2014). La conectividad hidrológica está siendo alterada a una tasa sin precedentes, contribuyendo a una pérdida dramática a nivel global en la biodiversidad y en integridad de estos ecosistemas (Pringle, 2003). Las principales áreas de humedales templados del norte de Europa presentan importantes presiones y alteraciones por estar altamente industrializados y urbanizados, con modificaciones por canalizaciones, represas, agricultura y por enriquecimiento de nutrientes como el Río Rhine y su Delta, el Río Po y su Delta, Danubio, Seine, Loire, Volga y otras importantes zonas de humedales (Brinson y Malvárez, 2002; Meybeck, 2003). El Río Mississippi y su Delta, en América del norte, es un claro ejemplo del impacto antrópico, tal vez el más disturbado por acciones humanas de todos los grandes

humedales, con niveles altísimos de nutrientes, con una degradación importante en la calidad del agua y una importante fragmentación de los humedales, principalmente a causa de la agricultura. El aumento de nutrientes, especialmente por NO_3^- , ha causado hipoxia en una extensa área en el Golfo de México, adyacente al Delta del Mississippi, con graves consecuencias ambientales y económicas para la región. La situación ha llevado a invertir mucha cantidad de dinero en la implementación de distintas alternativas tecnológicas para la disminución de nutrientes y la restauración de los humedales (Day *et al.*, 2003; Day *et al.*, 2007).

Si bien el Delta del Paraná (porción entrerriana) presenta presiones de tipo antrópicas como se describió anteriormente, los resultados sobre los niveles de nutrientes y otros parámetros fisicoquímicos hallados en este trabajo, a diferencia de los hallados para otros Deltas y grandes humedales del mundo (excepto Amazonas), en general muestran un estado de la calidad del agua conservado, y tal vez sea uno de los pocos humedales donde no existe un aumento significativo de la concentración de nutrientes aguas abajo, a pesar de los aportes que recibe. La extensa planicie de inundación, aún conservada en gran parte, actúa como amortiguadora de las presiones que recibe y hasta ahora, ha sido capaz de contrarrestar el aumento de la carga de nutrientes provenientes de las distintas fuentes, a lo largo de las últimas décadas.

En muchas zonas de Europa y Norte América se invierte mucho dinero en restaurar las zonas de humedales degradadas. Resulta de máxima importancia entender que la degradación paulatina y creciente de los humedales y en particular del Delta del Paraná, por el avance antrópico, conducirá a un estado ecológico deteriorado, muchas veces muy difícil de revertir y con las consecuencias ya evidenciadas en otras partes del mundo, especialmente respecto a la calidad del agua. Las proyecciones indican una demanda creciente de nutrientes. Para 1997, el flujo neto de nitrógeno, fósforo y potasio mundial a través de los productos básicos agrícolas comercializados llegó a los 4,8 Tg (Teragramos) y se prevé que llegue a casi 9 Tg en el año 2020 (Pengue y Rodriguez, 2017). Aunque existe una elevada exportación de nutrientes desde el suelo, sin reposición, debido a una agricultura intensiva y extractiva (Andriulo *et al.*, 1996; Alvarez y Steinbach, 2006; Díaz de Astarloa y Pengue, 2018) el aumento del uso de fertilizantes en las últimas décadas también ha aumentado la pérdida de nutrientes desde los sistemas de cultivos, especialmente debido a que el N y el P no pueden ser utilizados en su totalidad en ningún sistema de producción, lo que conduce a un aumento de nutrientes disueltos como destino en las aguas superficiales (Carton y Jarvis, 2001; Clercq *et al.*, 2001; Neeteson *et al.*, 2003).

En este contexto, resulta necesario y urgente adoptar medidas de preservación y protección frente

a las presiones e impactos que puedan alterar los ciclos biogeoquímicos que mantienen a estos ecosistemas.

7.4 ¿Cómo se integra la información generada en los planes de gestión del Delta?

A nivel internacional, la convención Ramsar sobre Humedales fue establecida para proteger estos ecosistemas. Afortunadamente, en 2015, en el transcurso de este trabajo se declaró Sitio Ramsar a una importante porción de Delta compartido entre las provincias de Entre Ríos y Santa Fe. En este marco, se vienen realizando talleres, entre distintos actores asociados al territorio y a la temática, con el fin de elaborar el plan de manejo Sitio Ramsar del Paraná, donde se exponen los lineamientos, funciones y aspectos metodológicos de planificación. La información generada en esta tesis estará disponible para este plan, con el cual se viene articulando.

A nivel nacional se lleva a cabo el "Plan Integral Estratégico para la Conservación y Aprovechamiento Sostenible en el Delta del Paraná" (PIECAS, 2014) cuya meta final es el desarrollo de un marco fortalecido de gobernabilidad entre las diversas jurisdicciones (Provincias de Santa Fe, Entre Ríos y Buenos Aires y Nación), destinado a promover un aprovechamiento sustentable de los recursos pesqueros y la conservación de los humedales fluviales en el área del Delta. En este plan, también se destaca la importancia de contribuir con información de base respecto de la calidad de agua y nutrientes, por lo que la información generada en esta tesis, contribuye en este aspecto.

A nivel provincial, el Plan de gestión integrada para el desarrollo productivo sostenible del Delta entrerriano, es una herramienta de planificación y gestión de la Secretaría de Ambiente de Entre Ríos para el ordenamiento ambiental y el manejo sustentable en el Delta del Río Paraná, en el ámbito de la jurisdicción de la provincia. Uno de los objetivos es generar un marco legal para la Planeación y el Manejo del Delta entrerriano, proponiendo la normativa que provoque una gestión integrada de los organismos técnicamente pertinentes. Y respecto de la calidad del agua argumentan la necesidad de generar conocimiento tanto del agua superficial como subterránea, para la vida de la biota acuática, el consumo humano, y el desarrollo de actividades productivas y de servicios, como la agricultura, la ganadería y el turismo. En este sentido, esta tesis queda integrada dentro de los "antecedentes de actividades de monitoreo de la región" que explicita el documento (SAER, 2016).

A nivel regional, en el marco del proyecto PRET-Delta: Fortalecimiento del Delta entrerriano se

elaboraron y se prevén elaborar notas/informes de difusión con los resultados generados en el marco de esta tesis. Por otro lado, la información generada se pondrá a disposición para ser incorporada en bases de datos georreferenciadas como en la plataforma GEO-INTA, o la Base de Datos Hidrológica Integrada de la Nación ([BDHI](#))

CONCLUSIONES GENERALES

- ❖ Esta tesis doctoral permitió conocer aspectos de la dinámica de nutrientes y parámetros de fisicoquímicos en el Delta del Paraná, siendo uno de los primeros trabajos que aborda esta temática desde una mirada a macro escala, tanto espacial como temporal. La metodología empleada y los resultados obtenidos permitieron alcanzar los objetivos y contrastar las hipótesis planteadas.
- ❖ Los niveles de concentración de los parámetros estudiados en las aguas del Delta se hallaron dentro de los niveles guía de protección de biota acuática y otros usos del agua, siendo similares o menores a otros importantes Ríos y Deltas del mundo, aunque mayores que en zonas con bajo impacto antrópico como el Amazonas y el Orinoco.
- ❖ Los parámetros fisicoquímicos y nutrientes de aguas superficiales en el Delta del Paraná (Delta entrerriano) presentaron variaciones espacio-temporales, propias de un sistema dinámico. Si bien, el Delta presenta una gran heterogeneidad de paisajes y distinta geomorfología, la variabilidad espacial de la mayoría de los parámetros estudiados en sus aguas, fue menor que la variabilidad temporal.
- ❖ Los sitios de estudio correspondientes al Delta presentaron algunas diferencias espaciales de acuerdo a los parámetros estudiados, observándose los mayores niveles de sólidos, materia orgánica y nutrientes en 2 sitios que se encuentran cercanos a urbanización y/o cabeceras agrícola-ganaderas.
- ❖ La variabilidad temporal de los parámetros analizados, en general, estuvo más asociada a variaciones en la hidrología y pulsos de inundación que a patrones estacionales. Los niveles de concentración de nutrientes y sólidos en suspensión fueron menores en periodos de aguas altas, especialmente durante el periodo EL Niño (OS) (2015-2016), donde la conectividad hidrológica aumentó en una gran proporción del área del Delta, mientras que en periodos de aguas más bajas, los niveles fueron mayores.
- ❖ Las concentraciones de nutrientes, materia orgánica y sólidos en los tramos inferiores de los cursos provenientes de la provincia de Entre Ríos (A° Nogoyá, Río Gualeguay y A° Clé, A° Ñancay, A° Ensenada) que circulan por zonas urbano-agrícola-ganaderas de gran importancia en la provincia y desembocan en el Delta, fueron entre 2 y 10 veces mayores que las correspondientes al Delta. Los mayores niveles podrían estar asociados al ingreso externo de nutrientes provenientes de actividades agrícolas principalmente, acompañados de procesos de escorrentía y erosión de suelo.
- ❖ La interacción del agua del Río Paraná con los humedales del valle de inundación del Delta

del Paraná juega un papel fundamental en la eliminación, retención y/o atenuación de nutrientes y sólidos. Los niveles de concentración disminuyeron en sentido NO-SE en el transcurso de su circulación a través de la planicie de inundación, evidenciando la importante función ecosistémica de los humedales, a pesar de las cargas externas de nutrientes que recibe. Esto representa un valiosísimo servicio ecosistémico para atenuar las cargas de contaminantes y mantener la calidad del agua y su integridad ecológica. Esta función también se pudo observar en el tramo final del Río Gualeguay, en su ingreso al Delta Medio, donde los niveles de nutrientes y sólidos disueltos disminuyeron a medida que el Río atravesó la planicie de inundación.

- ❖ Si bien no se observó un aumento significativo en la concentración de nutrientes desde el sector superior al inferior del Delta entrerriano, los aportes antrópicos tanto externos como internos a sus límites, representan una presión sobre la dinámica de nutrientes y la sustentabilidad del ecosistema, en un contexto donde se incrementan los cambios en el uso del suelo, aumenta el desarrollo productivo y avanza la urbanización. En este sentido, resulta necesario tomar medidas de control sobre los efluentes y de las principales actividades antrópicas y sobre las acciones de degradación de suelos agrícolas que conducen a la erosión hídrica y pérdida de nutrientes.
- ❖ La información y el conocimiento generados, contribuyen para avanzar en el conocimiento sobre la importancia de los humedales, y en particular del Delta del Paraná, en un escenario donde existen vacíos de información científica sobre los aspectos abordados. Si bien existen algunos documentos, planes y proyectos de gestión y de investigación asociados al Delta, es necesario seguir profundizando en el conocimiento, la concientización y la valoración de este territorio deltaico, integrar y relacionar los conocimientos con herramientas de gestión con la finalidad de promover la preservación de este gran ecosistema. Debemos garantizar como sociedad que las prácticas antrópicas asociadas al Delta sean ambientalmente sustentables, teniendo en cuenta su capacidad natural y mantener las características ecológicas sin perturbar el sistema de manera irreversible. Es necesario dar pasos concretos en la protección de este tipo de ecosistemas, exigir la promulgación de ley de humedales, en pos de lograr que no dominen los intereses económicos individuales por sobre la integridad de estos ecosistemas, que nos brindan innumerables beneficios para la sociedad, y para las miles de especies que lo habitan. Que la falta de conocimiento, los intereses económicos y la falta de conciencia no se lleven estos cofres con el verdadero oro que tenemos.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdel-Satar A.M., Ali M.H., Goher M.E. (2017). Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt The Egyptian Journal of Aquatic Research, pp 21-29.
- Abrial E., Espinola L.A., Rabuffetti A.P., Amsler M.L., Wantzen K.M. (2018). Interannual flow variability in a large subtropical-temperate floodplain: a challenge for fish reproduction. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76:390-400.
- Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM, Maringá.
- Ahearn D.S., Sheibley R.W., Dahlgren R.A. (2005). Effects of river regulation on water quality in the lower Mokelumne River, California. River Research and Applications 21:651-670.
- Alberro N., Bedregal P., Crubellati R., Stegen S. (2011). Manual de protocolos armonizados y evaluados para la toma de muestra y análisis de agua y sedimentos para la región de América Latina y el Caribe. Proyecto ARCAL RLA 010. Auspiciado por Agencia Internacional de Energía Atómica (AIEA). 1ª edición: Patricia Bedregal Salas, Lima, Perú.
- Alvarez R., Steinbach H.S. (2006). Manejo agronómico y disponibilidad de nitrógeno en el suelo, Capítulo 11. En: Materia Orgánica: valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Editor: Roberto Alvarez. Editorial Facultad de Agronomía, UBA. 137-164.
- Allan J.D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35:257-284.
- Alloush G.A., Boyer D.G., Belesky D.P., Halvorson J.J. (2003). Phosphorus mobility in a karst landscape under pasture grazing system. Agronomie 23:593-600.
- Amoros C. (1991). Changes in side-arm connectivity and implications for river system management. Rivers 2(2):105-112
- Anderson D.M., Burkholder J.M., Cochlan W.P., Glibert P.M., Gobler C.J., Heil C.A., Kudela R.M., Parsons M.L., Rensel J.E.J., Townsend D.W., Trainer V.L., Vargo G.A. (2008). Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. Harmful Algae 8:39-53.
- Andriulo A., Galantini J., Abrego F. (1996). Exportación y balance edáfico de nutrientes después de 80 años de agricultura continua. INTA generalidades. Información N° 147 Tomo XIV
- APHA (2005). American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA-AWWA-WEF, Washington, D.C.
- Arbuckle K.E., Downing J.A. (2001). The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. Limnology and Oceanography 46:970-975.
- Baigún C.R.M., Puig A., Minotti P.G., Kandus P., Quintana R., Vicari R., Bo R., Oldani N.O., Nestler J.A. (2008). Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? Ecohydrology & Hydrobiology 8:245-262.
- Balls P.W. (1994). Nutrient Inputs to Estuaries from Nine Scottish East Coast Rivers; Influence of Estuarine Processes on Inputs to the North Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 39:329-352.
- Batzer D.P., Sharitz R.R. (2006). ECOLOGY OF FRESHWATER AND ESTUARINE WETLANDS. An Introduction. En: Batzer D.P., Sharitz R.R. (eds) Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands. University of California Press, pp 1-6.
- BDHI Base de Datos Hidrológica Integrada. Red Hidrometeorológica Nacional. <https://www.argentina.gob.ar/interior/secretaria-de-infraestructura-y-politica-hidrica/base-de-datos-hidrolologica-integrada>
- Benzaquén L., Blanco D.E., Bó R.F., Kandus P., Lingua G.F., Minotti P.G., Quintana R.D., Sverlij S., Vidal L. (2013). Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay., Buenos Aires, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación., pp 376.
- Blanco D.E., Méndez F.M. (2010). Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.
- Bonetto A.A., Wais J.R., Castello H.P. (1989). The increasing damming of the Paraná basin and its effects on the lower reaches. Regulated Rivers: Research & Management 4:333-346.

- Bonetto C., De Cabo L., Gabellone N., Vinocur A., Donadelli J., Unrein F. (1994). Nutrient Dynamics in the Deltaic Floodplain of the Lower Parana River. *Archiv fur Hydrobiologie* 131:277-295.
- Bonfils C. (1962). Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. *Revista Investigación Agrícola* 16:257-270
- Bottcher A.B., Tremwel T.K., Campbell K. (1999). Phosphorus management in flatwood (spodosols) soils. In: Reddy KR, O'Connor GA, Schelske CL (eds). *Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems*. Lewis, Boca Raton, pp 405-424
- Boyd C.E. (1982). *Water quality management for pond fish culture*. Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam.
- Bricker S.B., Longstaff B., Dennison W., Jones A., Boicourt K., Wicks C., Woerner J. (2008). Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae* 8:21-32.
- Brinson M.M., Kruczynski W., Lee L.C., Nutter W.L., Smith R.D., Whigham D. (1994). Developing an approach to assessing the functions of wetlands. *Global wetlands*:615-624.
- Brinson M.M., Malvárez A.I. (2002). Temperate freshwater wetlands: Types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29:115-133.
- Burkart A.E. (1957). *Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Paraná*. Buenos Aires, Instituto de botánica Darwinion
- Burton E., Gray M., Schmutzer A., Miller D. (2010). Differential Responses of Postmetamorphic Amphibians to Cattle Grazing in Wetlands. *The Journal of Wildlife Management* 73:269-277.
- Camilloni I.A., Barros V.R. (2003). Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing. *Journal of Hydrology* 278:94-106.
- Canevari P., Blanco D.E., Bucher E.H. (1999). *Los Beneficios de los Humedales de la Argentina. Amenazas y Propuestas de Soluciones*. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Carignan R., Neiff J.J. (1992). Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry* 17:85-121.
- Carpenter S.R. (2008). Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:11039-11040.
- Carton O.T., Jarvis S.C. (2001). N and P cycles in agriculture. In: DeClercq, P., Gertsis, A.C., Hofman, G., Jarvis, S.C., Neeteson, J.J., Sinabell, F. (Eds.), *Nutrient Management Legislation in European Countries*. Ghent University, Department of Soil Management and SoilCare, Ghent, pp. 4-13.
- CARU (2016). *Comisión Administradora del Río Uruguay. Estudio de la calidad del agua en el Río Uruguay en el bienio 2013-2014: vigilancia de playas y estado trófico. Informe técnico*
- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>
- CIM Centro de Informaciones Meteorológicas. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina
- Clercq P.d., Hofman G., Jarvis S.C., Neeteson J.J., Sinabel F., Gertsis A. (2001). *Nutrient management legislation in European countries*. Wageningen Pers, Wageningen.
- Comín F.A., Sorando R., Darwiche-Criado N., García M., Masip A. (2014). A protocol to prioritize wetland restoration and creation for water quality improvement in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 66:10-18.
- COREBE (2017). *Comisión Regional del Río Bermejo. Información del Sistema Nacional de Información Hídrica de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda)*
- Correll D.L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality* 27:261-266.
- Cowardin L.M., Carter V., Golet F.C., LaRoe E.T. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Craft C., Casey W. (2000). Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. *Wetlands* 20:323-332.
- Cherry K.A., Shepherd M., Withers P.J.A., Mooney S.J. (2008). Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: A review of methods. *Science of The Total Environment* 406:1-23.

- Dagg M.J., Bianchi T.S., Breed G.A., Cai W.J., Duan S., Liu H., McKee B.A., Powell R.T., Stewart C.M. (2005). Biogeochemical characteristics of the lower Mississippi River, USA, during June 2003. *Estuaries* 28:664-674.
- Darder M.L., Castiglioni M.G., Sasal M.C., Andriulo A.E. (2018). Enriquecimiento de Nitrógeno, Fósforo y Carbono en los sedimentos generados en una cuenca de la Pampa ondulada. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo
- Davidson N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65:934-941.
- Day J.W., Yañez Arancibia A., Mitsch W.J., Lara-Dominguez A.L., Day J.N., Ko J.-Y., Lane R., Lindsey J., Lomeli D.Z. (2003). Using Ecotechnology to address water quality and wetland habitat loss problems in the Mississippi basin: a hierarchical approach. *Biotechnology Advances* 22:135-159.
- Day J.W., Boesch D.F., Clairain E.J., Kemp G.P., Laska S.B., Mitsch W.J., Orth K., Mashriqui H., Reed D.J., Shabman L., Simenstad C.A., Streever B.J., Twilley R.R., Watson C.C., Wells J.T., Whigham D.F. (2007). Restoration of the Mississippi Delta: Lessons from Hurricanes Katrina and Rita. *Science* 315:1679-1684.
- de Cabo L., Puig A., Arreghini S., Olguín H.F., Seoane R., Obertello I. (2003). Physicochemical variables and plankton from the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) in relation to flow. *Hydrological Processes* 17:1279-1290.
- de Groot R., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L.C., ten Brink P., van Beukering P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1:50-61.
- Depetris P.J., Kempe S. (1990). The impact of the el Niño 1982 event on the paraná River, its discharge and carbon transport. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 89:239-244.
- Depetris P.J., Paolini J.E. (1991). Biogeochemical aspects of South American rivers: the Parana and the Orinoco. John Wiley and Sons, pp 105-125.
- Depetris P.J., Kempe S. (1993). Carbon dynamics and sources in the Parani River. *Limnology and Oceanography* 38:382-395.
- Depetris P.J., Kempe S., Latif M., Mook W.G. (1996). ENSO-controlled flooding in the Paraná River (1904–1991). *Naturwissenschaften* 83:127-129.
- Depetris P.J., Probst J.-L., Pasquini A.I., Gaiero D.M. (2003). The geochemical characteristics of the Paraná River suspended sediment load: an initial assessment. *Hydrological Processes* 17:1267-1277.
- Depetris P.J. (2007). The parana river under extreme flooding: a hydrological and hydro-geochemical insight. *Interciencia* 32:656-662.
- Depetris P.J., Pasquini A.I. (2007). The Geochemistry of the Paraná River: An Overview. En: Iriondo M.H., Paggi J.C., Parma M.J. (eds) *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 143-174.
- Díaz de Astarloa D.A., Pengue W.A. (2018). Nutrients Metabolism of Agricultural Production in Argentina: NPK Input and Output Flows from 1961 to 2015. *Ecological Economics* 147:74-83.
- Dinerstein E., Olson D.M., Graham D.J., Webster A.L., Primm S.A., Bookbinder M.P., Ledec G. (1995). A conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Wildlife (WWF), The World Bank, Washington, D.C.
- Drago E.C., Amsler M.L. (1988). Suspended sediment at a cross section of the Middle Paraná River: concentration, granulometry and influence of the main tributaries. In: Bordas, MP, Walling, DE (Eds.), *Sediment Budgets*. IAHS Publ. 174. International Association of Hydrological Sciences, Wallingford, pp. 381-396.
- Drever J.I. (1988). *The Geochemistry of Natural Waters*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliff, New Jersey, USA. 437 pp
- Engle D.L., Melack J.M. (1993). Consequences of riverine flooding for seston and theperiphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography* 38:1500-1520.

- Engler P., Rodríguez M., Cancio R., Handloser M., Vera L.M. (2008). Zonas Agroeconómicas Homogéneas de Entre Ríos. Descripción ambiental, socioeconómica y productiva. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales No. 6. INTA. Buenos Aires. 150 pp.
- Etchegoyen M.A., Ronco A.E., Almada P., Abelando M., Marino D.J. (2017). Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 189:63.
- Fariña S. (2013). El sistema pastoril ideal. Mercoláctea 2013, San Francisco, Córdoba, Argentina.
- FDEP (2009). Development of Numeric Nutrient Criteria for Florida Lakes and Streams, a Draft Technical Support Document Submitted to EPA. <http://www.dep.state.fl.us/>
- Feijoó C.S., Lombardo R.J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41:1399-1410.
- Fenn M.E., Baron J.S., Allen E.B., Rueth H.M., Nydick K.R., Geiser L., Bowman W.D., Sickman J.O., Meixner T., Johnson D.W., Neitlich P. (2003). Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience* 53:404-420.
- Ferrari G., del Pérez M., Dabiezies M., Míguez D., Saizar C. (2011). Planktic Cyanobacteria in the Lower Uruguay River, South America. *Fottea* 11:225-234.
- Fertilizar (2019). <https://www.fertilizar.org.ar/>. Acceso julio 2019.
- Forsberg B.R., Devol A.H., Richey J.E., Martinelli L.A., dos Santos H. (1988). Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. *Limnology and Oceanography* 33:41-56.
- Freeman A., Lamon E., Stow C. (2009). Nutrient criteria for lakes, ponds, and reservoirs: A Bayesian TREED model approach. *Ecological Modelling* 220:630-639.
- Freibauer A. (2003). Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy* 19:135-160.
- Galloway J.N., Schlesinger W.H., Levy II H., Michaels A., Schnoor J.L. (1995). Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9:235-252.
- Galloway J.N. (1998). The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102:15-24.
- García de Emiliani M.O. (1997). Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná river, Argentina). *Hydrobiologia* 357: 1-15
- García de Emiliani M.O., Devercelli M. (2004). Estructura y dinámica del fitoplancton de un río tributario (Salado) y cauces secundarios del río Paraná (Santa Fe, Coronda y El Vado) en el área de confluencia (Santa Fe, Argentina). *FABICIB*, 8: 23-42.
- Gardner R., Barchiesi S., Beltrame C., Finlayson M., Galewski T., Harrison I., Paganini M., Perennou C., De P., Rosenqvist A., Walpole M. (2015). State of the World's Wetlands and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses
- Gilliam F., Hockenberry A., Adams M.B. (2009). Effects of atmospheric nitrogen deposition on the herbaceous layer of a Central Appalachian hardwood forest. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 133:240-254.
- Groeneweg J., Sellner B., Tappe W. (1994). Ammonia oxidation in nitrosomonas at NH₃ concentrations near km: Effects of pH and temperature. *Water Research* 28:2561-2566.
- Guerrero R.A., Acha E.M., Framinán M.B., Lasta C.A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research* 17:727-742.
- Ham J.M., DeSutter T.M. (1999). Seepage Losses and Nitrogen Export from Swine-Waste Lagoons: A Water Balance Study. *Journal of Environmental Quality* 28:1090-1099.
- Hamelink J.L., Landrum P.F., Bergmann H.L., Benson W.H. (1994). Bioavailability: Physical, chemical and biological interactions, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Hamilton S.K., Lewis Jr. W.M. (1987). Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnology and Oceanography* 32:1277-1290.
- Hojman J. (2016). Indicadores Físico-químicos y Toxicológicos para la Evaluación de la Calidad de Aguas y su Relación Espacial con el Uso de la Tierra en las Cuencas Tributarias de la Porción Terminal del Bajo Paraná. Tesis de grado. Universidad de San Martín, pp 93.

- Horner R.R. (2000). Introduction. In: *Wetlands and Urbanization Implications for the Future* (ed. A. L. Azous) pp. 1-21. Lewis Publishers, Boca Raton
- INA (2018). Instituto Nacional del Agua
- INFOSTAT (2008). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- Iriondo M. (2004). Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. *Quaternary International* 114:3-9.
- Izaguirre I., O'Farrell I., Tell G. (2001). Variation in phytoplankton composition and limnological features in a water-water ecotone of the Lower Paraná Basin (Argentina). *Freshwater Biology* 46:63-74.
- Jones T.A., Hughes J.M.R. (1993). Wetland inventories and wetland loss studies: a European perspective. In: Moser, M., Prentice, R.C. y van Vessem, J. (eds.). 1992. *Waterfowl and wetland conservation in the 1990s: a global perspective*. Proceedings of the IWRB Symposium, St. Petersburg, Florida, November 1992. IWRB Special Publication 26. (Wetlands International).
- Junk W., Bailey P.B., Sparks R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Proc. of the Internat. Large River. Symp. Can. Spec. Pbl. Fish. Aquat. Sci* 106:110-127.
- Junk W.J., Wantzen K.M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications - an update. In *Proceedings of the 2nd International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2, Welcomme RL, Petr T (eds). Food and Agriculture Organization y Mekong River Commission FAO Regional Office for Asia and the Pacific: Bangkok, Cambodia; 117-149.
- Junk W.J., Piedade M.T.F., Schöngart J., Wittmann F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management* 20:461-475.
- Junk W.J., An S., Finlayson C.M., Gopal B., Květ J., Mitchell S.A., Mitsch W.J., Robarts R.D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic Sciences* 75:151-167.
- Kandus P., Quintana R.D., Bó R.F. (2006). *Patrones de paisaje y ambientes del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de Ambientes*. 44 pp.
- Kandus P., Minotti P., Malvárez A.I. (2008). Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum* 30:403-409.
- Kandus P., Quintana R.D., Minotti P., Oddi J.P., Baigún G., González Trilla G., Ceballos D. (2009). Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En *Valorización de los bienes y servicios ambientales para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas*. Proyecto INTA (PNECO 1303, Programa Nac. Ecorregiones).
- Kandus P., Morandeira N., Schivo F. (2010). *Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná*. Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, Argentina
- Kangas P.C. (1990). Long-term development of forested wetlands. In Lugo, A. E., Brinson, M., and Brown, S. (eds.), *Forested Wetlands, Ecosystems of the World* 15. Amsterdam: Elsevier, 25-51.
- Kato T., Kuroda H., Nakasone H. (2009). Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production. *Journal of Hydrology* 368:79-87.
- Katz B.G., Hornsby H.D., Bohlke J.F., Mokray M.F. (1999). *Sources and Chronology of Nitrate Contamination in Spring Waters, Suwannee River Basin, Florida -Resources Investigations Report 99-4252*, U.S. Geological Survey, Tallahassee.
- Keddy P.A., Fraser L.H., Solomeshch A.I., Junk W.J., Campbell D.R., Arroyo M.T.K., Alho C.J.R. (2009). Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *BioScience* 59:39-51.
- Keddy P.A. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press
- Kieffer L., De La Sierra P., Vivot E.P., Sanchez C.I., Prospen C., Gieco A.M., Dragan A.N., Ormaechea M., Guerra E.W. (2015). Índice de Calidad del agua del arroyo Ensenada. *Ciencia, Docencia y Tecnología*. 5: 25-42.
- Knowlton M., Jones J. (1997). Trophic status of Missouri River floodplain lakes in relation to basin type and connectivity. *Wetlands* 17:468-475.
- Laraque A., Moquet J.-S., Alkattan R., Steiger J., Mora A., Adèle G., Castellanos B., Lagane C., Lopez J.L., Perez J., Rodriguez M., Rosales J. (2013). Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major

- dissolved elements within a large tropical river: The Orinoco, Venezuela. *Journal of South American Earth Sciences* 44:4-17.
- Latinoconsult S.A. (1972). Estudio integral para el desarrollo del Delta del Paraná bonaerense. Ministerio de Economía. Dirección de proyectos. Buenos Aires, Argentina. Tomo III
- Leadley P.W., Krug C.B., Alkemade R., Pereira H.M., Sumaila U.R., Walpole M., Marques A., Newbold T., Teh L.S.L., van Kolck J., Bellard C., Januchowski-Hartley S.R., Mumby P.J. (2014). Progress towards the Aichi Biodiversity Targets: An assessment of biodiversity trends, policy scenarios and key actions (CBD Technical Series No. 78). Montreal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity
- Lee S.Y., Dunn R.J.K., Young R.A., Connolly R.M., Dale P.E.R., Dehayr R., Lemckert C.J., Mckinnon S., Powell B., Teasdale P.R., Welsh D.T. (2006). Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology* 31:149-163.
- Leopold L.B., Wolman M.G., Miller J.P. (1964). *Fluvial processes in geomorphology*. Dover Publications, Inc., New York, NY.
- Malvarez A., Kandus P., Merler J. (1991). Evaluación y diagnóstico del Parque Nacional "Pre-Delta La Azotea". Informe Técnico, Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires
- Malvárez A.I. (1995). Ecorregión del Delta del Río Paraná. Diagnóstico de vegetación y ambiente. Evaluación del impacto ambiental del mejoramiento de la Hidrovía Paraguay-Paraná. Final Report UNOPS/PNUD/BID/CIH, 57p
- Malvárez A.I. (1997). Las comunidades vegetales del Delta del Río Parana. Su relación con factores ambientales y patrones del paisaje Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Malvárez A.I. (1999). Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sud América. Edit. A.I. Malvárez MAB; Montevideo, Uruguay. 228 pp.
- Manassero M., Camilion C., Poire D., Da Silva M., Ronco A. (2008). Clay Mineral Associations in Modern Stream Sediments of the Paraná River Tributaries (Argentina). *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 15 (2): 125-137.
- Marino D., Ronco A. (2005). Cypermethrin and Chlorpyrifos Concentration Levels in Surface Water Bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75:820-826.
- Markich S., Brown P., Batley G., Apte S., Stauber J. (2001). Incorporating metal speciation and bioavailability into water quality guidelines for protecting aquatic ecosystems. *Australasian Journal of Ecotoxicology* 7:109-122.
- Martinez G., Fermín I., Brito F., Márquez A., De R., Cruz L., Rodríguez G. (2013). Calidad de las aguas del caño Mánamo, Delta del Río Orinoco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 52:17-27.
- Mbonimpa E.G., Yuan Y., Nash M.S., Mehaffey M.H. (2014). Sediment and total phosphorous contributors in Rock River watershed. *Journal of Environmental Management* 133:214-221.
- McClain M.E. (2002). *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*. IAHS Press, Wallingford.
- McCully P. (1996). *Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dam*. Zed Press, London.
- Ménesguen A., Guillaud J.-F., Aminot A., Hoch T. (1995). Modelling the eutrophication process in a River Plume: The Seine Case Study (France). *Ophelia* 42:205-225.
- Mesa L., Mayora G., Saigo M., Giri F. (2015). Nutrient Dynamics in Wetlands of the Middle Paraná River Subjected to Rotational Cattle Management. *Wetlands* 35:1117-1125.
- Meybeck M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282:401-450.
- Meybeck M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 358:1935-1955.
- Meybeck M., Vörösmarty C. (2005). Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene. *Comptes Rendus Geoscience* 337:107-123.
- Minotti P., Fernández G., Corley E. (1988). Regionalización del régimen de inundaciones en el Delta del Río Paraná. En: Adámoli, J. y Malvárez A.I. (eds.). *Condicionantes ambientales y bases para la formulación*

- de alternativas productivas en la región del Delta del Río Paraná. Informe final del Proyecto UBACYT 135.
- Minotti P., Grings F., Borro M. (2010). Amortiguación de inundaciones, En Kandus, P., Morandeira, N., Schivo, F. Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná. Wetlands International. ISBN 978-987-24710-2-6. pp 28.
- Minotti P. (2014a). Inventario de Regiones de Humedales de la Cuenca del Plata: integración de mapas y bases de datos de regiones de humedales de la Cuenca del Plata. Informe Final de consultoría. Programa Marco para la Gestión Sostenible de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Plata, en Relación con los Efectos de la Variabilidad y el Cambio Climático. Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata (CIC). 23 pp.
- Minotti P. (2014b). Coberturas afectadas por quemamientos desde 1999. En: Kandus, P. y Minotti. P. Indicadores Georreferenciados de Sustentabilidad Ambiental (ISAg) en humedales, en el Delta del Paraná. Edición 2014.
- Minotti P., Kandus P. (2014). El Delta. En P. Kandus y P, Minotti, Indicadores Georreferenciados de Sustentabilidad Ambiental (ISAg) en humedales del Delta del Paraná. Disponible en <http://www.unsam.edu.ar/humedales/proyecto.html>, pestaña El Delta
- Mitsch W., Gosselink J. (2015). Wetlands, 5th edition
- Mugni H., Jergentz S., Schulz R., Maine A., Bonetto C. (2005a). Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentine). Phosphate in Sediments. Leiden, Holanda; 163-170
- Mugni H., Maine A., Bonetto C. (2005b). Phosphate and nitrogen transformations in a large floodplain river. Phosphate in Sediments. Leiden, Holanda; 139-149
- Mugni H. (2008). Tesis doctoral. Concentración de nutrientes y toxicidad de pesticidas en aguas superficiales de cuencas rurales. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP. 162 pp.
- Mugni H., Paracampo A., Bonetto C. (2013). Nutrient Concentrations in a Pampasic First Order Stream with Different Land Uses in the Surrounding Plots (Buenos Aires, Argentina). Bulletin of environmental contamination and toxicology 91
- Mujica F. (1979). Estudio ecológico y socioeconómico del Delta Entrerriano. Parte I, Ecología. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Paraná, Argentina
- Murphy J.C., Hirsch R.M., Sprague L.A. (2013). Nitrate in the Mississippi River and its tributaries, 1980-2010: an update, 2013-5169, Reston, VA, pp 42.
- Neeteson J.J., Schröder J.J., Ten Berge H.F.M. (2003). A multi-scale system approach to nutrient management research in the Netherlands. NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences 50:141-151.
- Neiff J.J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. Interciencia. pp 424-441. En Iriondo, M.H., Drago, E.C., 1972. Descripción cuantitativa de dos unidades geomorfológicas de la llanura aluvial del Paraná medio, República Argentina. Revista de la Asociación Geológica Argentina. 143-154.
- Neiff J.J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de sudamerica. In: Malvárez, A.I. (Ed.), Trópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamerica. UNESCO-ORCYT-MAB, Montevideo, 97-146
- Neiff J.J., Malvárez A.I. (2004). Grandes humedales fluviales [Large fluvial wetlands]. In: Malvárez, A.I., Bo, R.F [Comp] Documentos del curso taller "Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina, Buenos Aires 30 de setiembre-4 de octubre de 2002, FCEyN, Ramsar, US, Buenos Aires, 77-87.
- Nestler J., Baigun C., Oldani N., Weber L. (2007). Contrasting the Middle Paraná and Mississippi Rivers to develop a template for restoring large floodplain river ecosystems. International Journal of River Basin Management 5:305-319.
- NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://www.noaa.gov/>
- Norris R.H., McElravy E.P., Resh V.H. (1992). The sampling problem. En: P. Calow y G. E. Petts (eds.). The Rivers handbook: hydrological and ecological principles (Vol. 1), pp. 282-306. Blackwell Scientific Publications. Cambridge.
- Novak J., Watts D.W. (2004). Increasing the Phosphorus Sorption Capacity of Southeastern Coastal Plain Soils Using Water Treatment Residuals. Soil Science 169:206-214.

- Omo-Irabor O.O., Olobaniyi S.B., Oduyemi K., Akunna J. (2008). Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 33:666-673.
- OMS (2011). *Hardness in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*.
- Orfeo O., Stevaux J. (2002). Hydraulic and morphological characteristics of middle and upper reaches of the Paraná River (Argentina and Brazil). *Geomorphology* 44:309-322.
- Orozco Barrenetxea C., Perez Serrana A., Gonzalez Delgado M., Rodriguez Vidal F., Alfayate Blanco J. (2003). *Contaminación Ambiental. Una Visión Desde la Química*. Editorial Thomsom. Barcelona:679.
- Panno S.V., Hackley K.C., Hwang H.H., Kelly W.R. (2001). Determination of the sources of nitrate contamination in karst springs using isotopic and chemical indicators. *Chemical Geology* 179:113-128.
- Pardo F., Marañón E. (1997). Contaminación química de las aguas. En: *Contaminación e Ingeniería Ambiental*. (Ed) FICYT, Oviedo, III. 6, 154-188.
- Parker D., Schulte D.D., Eisenhauer D.E. (1999). Seepage from earthen animal waste ponds and lagoons - An overview of research results and state regulations. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* 42:485-493.
- Passalacqua P. (2017). The Delta Connectome: A network-based framework for studying connectivity in river deltas. *Geomorphology* 277:50-62.
- Pedrozo F., Bonetto C. (1989). Influence of river regulation on nitrogen and phosphorus mass transport in a large south American river. *Regulated Rivers: Research & Management* 4:59-70.
- Peluso L., Abelando M., Apartín C.D., Almada P., Ronco A.E. (2013). Integrated ecotoxicological assessment of bottom sediments from the Paraná basin, Argentina. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 98:179-186.
- Pengue W., Rodriguez A. (2017). EL VACIAMIENTO DE LAS PAMPAS. La exportación de nutrientes y el final del granero del mundo
- Pereira J.A., Varela D.M., Raffo L. (2005). Relevamiento de los felinos silvestres en la región del Parque Nacional Pre Delta (Entre Ríos, Argentina). *FACENA* 21:69-77.
- Pereyra F., Baumann V., Altinier M.V., Ferrer J., Pablo T. (2004). Génesis de suelos y evolución del paisaje en el delta del río Paraná. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 59:229-242.
- PIECAS (2014). Plan Integral Estratégico para la Conservación y el Aprovechamiento Sostenible de la región Delta del Paraná. <https://www.entrerios.gov.ar/Deltasustentable/userfiles/files/1-Documento%20PIECAS%20DP.pdf>
- Plan De Manejo Islas Del Delta (2012). Documento Base. <http://metropolitana.org.ar/wp-content/uploads/downloads/2013/03/Plan-de-Manejo-Delta-Tigre-Documento-Base.pdf>
- PNA Prefectura Naval Argentina, Estado de los ríos. <http://sitiowcontingencia.prefectura naval.gov.ar/alturas/index.php>
- PNA (2016). Prefectura Naval Argentina, Dirección de Protección Ambiental. *Calidad de los Ríos Paraná, Paraguay y sus afluentes*.
- Prat M., Salomon J., Gentile E., Natenzon C. (1998). *El Delta del Paraná. Aspectos naturales y antrópicos*. Bordeaux: Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée.
- Prat N., Rieradevall M., Munné A. (1999). *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besos i el Foix*. Informe 1997. Diputació de Barcelona, pp 154.
- Pringle C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17:2685-2689.
- PROSAP (2009). *Estrategia provincial para el sector agroalimentario*. Provincia de Entre Ríos. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación [en línea]. www.desarrolloenterreriano.wordpress.com
- Puig A., Olgúin Salinas H.F., Borús J.A. (2016). Recent changes (1973–2014 versus 1903–1972) in the flow regime of the Lower Paraná River and current fluvial pollution warnings in its Delta Biosphere Reserve. *Environmental Science and Pollution Research* 23:11471-11492.
- Quinn G.P., Keough M.J. (2002). *Experimental Design and Data for Biologists*. Cambridge University Press, New York.

- Quintana R., Astrada E., Fabricante I. (2014a). Concentración de Hacienda. En: Kandus, P. y Minotti. Indicadores Georreferenciados de Sustentabilidad Ambiental (ISAg) en humedales, en el Delta del Paraná. Edición 2014.
- Quintana R.D., Bó R.F., Kalesnik F. (2002). La vegetación y la fauna de la porción terminal de la cuenca del Plata. Consideraciones ecológicas y biogeográficas. En: Bortharagay J.M. (Ed). El Río de la Plata como Territorio, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UBA y Ediciones Infinito, Buenos Aires, 99-124.
- Quintana R.D., Bó R.F., Astrada E., Reeves C. (2014b). Lineamientos para una Ganadería Ambientalmente Sustentable en el Delta del Paraná (Guidelines for environmentally sustainable livestock farming in the Delta of the Paraná River). Fundación Humedales/Wetlands International LAC, Buenos Aires, Argentina.
- Ramsar C. (2013). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza)
- Ravenga C., Murray S., Abramovitz J., Hammond A. (1998). Watersheds of the World: Ecological Value and Vulnerability. World Resources Institute, Washington DC
- Redfield A.C. (1934). The haemocyanins. Biological Reviews 9:175-212.
- RIAN (2006). Red de Información Agropecuaria Nacional, INTA. <http://rian.inta.gov.ar/>
- Ríos-Villamizar E.A., Piedade M.T., Da Costa J., Adeney J., Junk W. (2013). Chemistry of different Amazonian water types for river classification: A preliminary review, Vol. 178.
- Ríos D.d.H.d.E. (2012). <https://www.hidraulica.gob.ar/cuencas.php>
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin Iii F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. (2009). A safe operating space for humanity. Nature 461:472.
- Rodier J., Geoffroy C., Kovasacsik G., Laporte J., Plissier M., Scheidhauer J., Verneaux J., Vial, J. (1998). Análisis de las aguas. Ediciones Omega S.A. Barcelona. Tomo I:601.
- Ronco A., Peluso L., Jurado M., Rossini G.B., Salibian A. (2008). Screening of sediment pollution in tributaries from the southwestern coast of the Río de la Plata estuary. Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis 15:67-75.
- Ronco A.E., Almada A., Apartin C., Marino D., Abelando M., Bernasconi C., Primost J., Santillán J.M., Amoedo P., Bulus Rossini G. (2011). Monitoreo ambiental de los principales afluentes de los Río Paraná y Paraguay. Actas III Congreso Internacional sobre Cambio Climático y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional de La Plata.
- Ronco A.E., Marino D.J., Abelando M., Almada P., Apartin C.D. (2016). Water quality of the main tributaries of the Parana Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. Environ Monit Assess 188:458.
- SAER (2016). Plan de Gestión Integrada para el Desarrollo Productivo Sostenible del Delta Entrerriano. Delta sustentable. Secretaría de Ambiente de la provincia de Entre Ríos. https://www.entrerios.gov.ar/Deltasustentable/index.php?codigo=80yitem=pagina_textosymenu=menumodulo=yaccion
- Salibián A. (2006). Ecological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 35-65.
- Sasal M., Demonte L., Cislighi A., Gabioud E., Oszust J., Wilson M., Michlig N., Beldomenico H., Repetti M. (2015a). Glyphosate Loss by Runoff and Its Relationship with Phosphorus Fertilization. Journal of agricultural and food chemistry 63
- Sasal M., Wilson M., Gabioud E., Seehaus M., Paz-González A., Van Opstal N., Beghetto S.M. (2018). Manejo integral de suelos para reducir pérdidas de nutrientes en agroecosistemas
- Sasal M.C., Wilson M.G., Bedendo D.J., Schulz G. (2015b). Capítulo Provincia de Entre Ríos en: El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina (Casas, R. y G. Albarracín, eds.). PROSA, FECIC, INTA. 111-120.

- SAYDS (2007). Caracterización Sanitaria y Ambiental de las Aguas en Tramos Específicos de los Ríos Paraná, Paraguay. Uruguay y sus Afluentes (Tres campañas). Informe Técnico. SAYDS, OPS, PNA, UNLP. Publicado en CD Rom.
- Schepers J.s., Martin D.L., G. Watts D., Ferguson R. (1991). Integrated Water and Nitrogen Management, pp 163-171.
- Schmidt C., Clark M. (2012). Evaluation of a Denitrification Wall to Reduce Surface Water Nitrogen Loads. *Journal of environmental quality* 41:724-731.
- Schulz G., Bedendo D., Tasi H., Rodriguez D., Gómez L., Pausich G., Garciarena N., Rojas A., Saluzo J., Aceñolaza P., Rodriguez E., Kalesnik F., Muñoz J., Torra E., Ceballos D., Alvarez J., Somma D., Alvarez J., Nakama V., Acosta C. (2011). Carta de Suelos de la República Argentina, Departamento Islas del Ibicuy, Provincia de Entre Ríos
- Seitzinger S., Harrison J.A., Böhlke J.K., Bouwman A.F., Lowrance R., Peterson B., Tobias C., Drecht G.V. (2006). Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications* 16:2064-2090.
- Shimura M., Tabuchi T. (1994). The effect of livestock on the concentration of nitrogen in stream water. *Water Science and Technology* 30:167-170.
- Shrestha S., Kazama F. (2007). Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Fuji River Basin, Japan. *Environmental Modelling & Software* 22:464-475.
- Sica Y.V., Quintana R.D., Radeloff V.C., Gavier-Pizarro G.I. (2016). Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment* 568:967-978.
- Siegel S. (1956). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. New York, NY, US: McGraw-Hill.
- Sigua G. (2011). Sustainable Cow-Calf Operations and Water Quality, pp 93-110.
- Silva A., Cobelas M., Montero E. (2017). Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas* 26:37-44.
- Silva Busso A., Amato S., Seoane N., Pittau M. (2004). Aportes al conocimiento de la geología del subsuelo del Delta del Río Paraná. INA, Informe LHA 03-235-04
- Silver W.L., Herman D.J., Firestone M.K. (2001). Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils. *Ecology* 82:2410-2416.
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100:179-196.
- Smith V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10:126-139.
- Smith V.H., Schindler D.W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* 24:201-207.
- Solis M., Bonetto C., Marrochi N., Paracampo A., Mugni H. (2018). Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148:11-16.
- Stanford J., Lorang M., Hauer F. (2005). The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29:123-136.
- StatSoft I.S. (2001). Data Analysis Software System, Version 6. <http://www.statsoft.com>
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C. (2006). *Livestock's long shadow; environmental issues and options*. FAO, Rome.
- Steinman A., Conklin J., Bohlen P., Uzarski D. (2003). Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands* 23:877-889.
- Strong W.A. (2004). Temporal water chemistry trends within individual springs and within a population of Florida Springs. MSc. Thesis, University of Florida
- Stumm W., Morgan J.J. (1981). *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. New York: Wiley-Interscience. 780 pp.
- Stumm W., Morgan J.J. (1996). *Aquatic Chemistry*, 3rd ed. John Wiley y Sons, New York, USA, pp. 1022
- Tischner R. (2000). Nitrate uptake and reduction in higher and lower plants. *Plant, Cell y Environment* 23(10):1005-1024.
- Tockner K., Stanford J.A. (2002). Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation* 29:308-330.

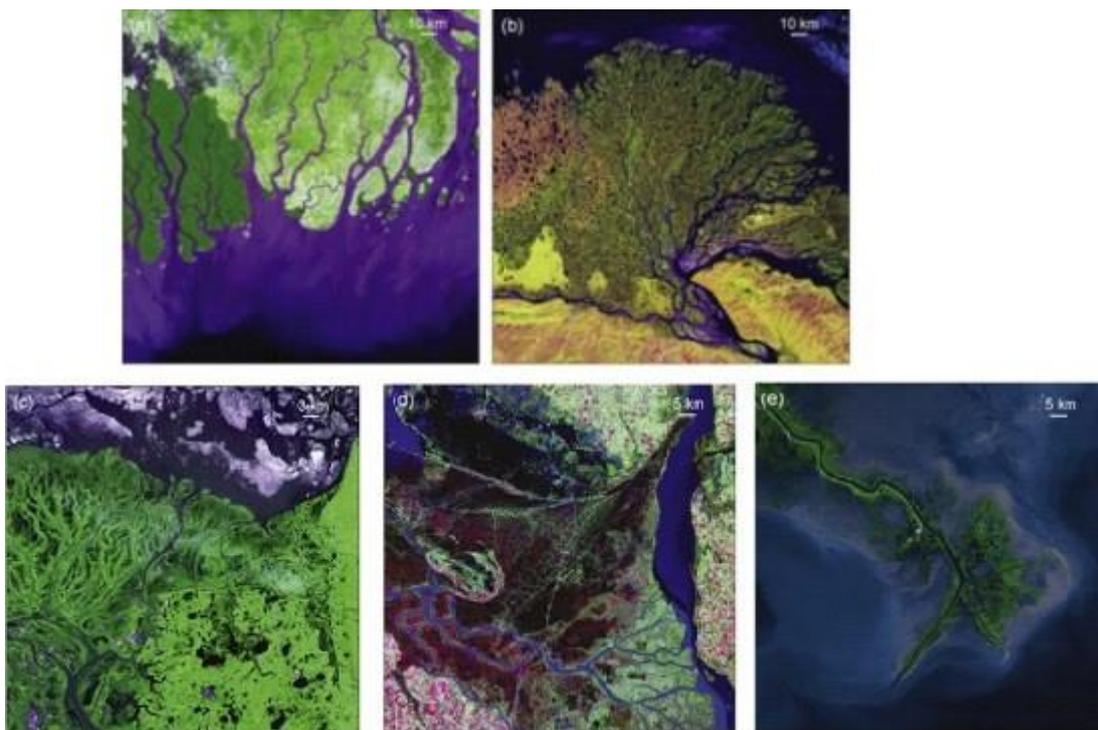
- Tong S.T.Y., Chen W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66:377-393.
- Tucci C.E.M., Clarke R.T. (1998). Environmental Issues in the la Plata Basin. *International Journal of Water Resources Development* 14:157-173.
- Tunney H., Carton O.T., Brookes P.C., Johnston A.E. (1997). Phosphorus Losses from Soil to Water. CABI Publishing, Wallingford/New York, pp. 1-467.
- Uehlinger U., Arndt H., Wantzen K.M., Leuven R.S.E.W. (2009). Chapter 6 - The Rhine River Basin Rivers of Europe. Academic Press, London, pp 199-245.
- Unrein F. (2001). Efecto de los nutrientes y el pH sobre el crecimiento y la estructura del fitoplancton en ambientes de la llanura aluvial del Paraná Inferior. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- USEPA (2006). Chapter 11: pH and Alkalinity. In *Volunteer estuary monitoring: A methods manual*. Washington, D.C: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Oceans and Coastal Protection Division. Second Edition, EPA-842-B-06-003
- USGS U.S. Geological Survey. "Earth Explorer" website: <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Uviedo R.H., Zanek C.T. (2017). Resumen agrometeorológico del año 2017, serie de datos 1965-2016. San Pedro, Buenos Aires, 1 pp.
- Vega M., Pardo R., Barrado E., Debán L. (1998). Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32:3581-3592.
- Verhoeven J.T.A., Arheimer B., Yin C., Hefting M.M. (2006). Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution* 21:96-103.
- Villar C., De Cabo L., Bonetto C. (1996). Macrophytic primary production and nutrient concentrations in a deltaic floodplain marsh of the Lower Paraná River. *hydrobiologia* 330:59-66.
- Villar C., De Cabo L., Vaithyanathan P., Bonetto C. (1998). River-floodplain interactions: nutrient concentrations in the Lower Parana River. *Archiv fur Hydrobiologie* 142:433-450.
- Villar C.A., Bonetto C. (2000). Chemistry and nutrient concentrations of the Lower Paraná River and its floodplain marshes during extreme flooding. *Archiv fur Hydrobiologie* 148:461-479.
- Villar C.A., de Cabo L., Vaithyanathan P., Bonetto C. (2001). Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Aquatic Botany* 70:105-116.
- Villar C.A., Stripeikis J., D'Huicque L., Tudino M., Bonetto C. (2002). Concentration and transport of particulate nutrients and metals in the Lower Paraná River during extreme flooding. *Archiv fur Hydrobiologie* 153:273-286.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Wantzen K., Machado F., Voss M., Boriss H., Junk W. (2002). Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences* 64:239-251.
- Ward J. (1963). Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function
- Ward J.V., Stanford J.A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11:105-119.
- Wetzel R.G., Likens G.E. (1991). *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York.
- Wetzel R.G. (2001). *Limnology*, 3rd edition. Academic Press, New York.
- Withers P.J.A., Jarvie H.P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of The Total Environment* 400:379-395.
- Wright T., Tomlinson J., Schueler T., Cappiella K., Kitchell A., Hirschman D. (2006). Direct and Indirect Impacts of Urbanization on Wetland Quality. Article 1 of the Wetlands y Watersheds Article Series. Center for Watershed Protection.
- Yarushina M.I., Eremkina T.V., Tockner K. (2009). Chapter 18 - Ural River Basin Rivers of Europe. Academic Press, London, pp 673-684.
- Zalocar de Domitrovic Y. (1990). Efecto de las fluctuaciones del nivel hidrométrico sobre el fitoplancton en tres lagunas isleñas en el área de confluencia de los ríos Paraná y Paraguay. *Ecosur* 16 (27): 13-29
- Zalocar de Domitrovic Y. (1992). Fitoplancton de ambientes inundables del Río Paraná Argentina. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 25, 177-188.

- Zhang Q., Li Z., Zeng G., Li J., Fang Y., Yuan Q., Wang Y., Ye F. (2008). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques in red soil hilly region: a case study of Xiangjiang watershed, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 152:123.
- Zoffoli M.L., Kandus P., Madanes N., Calvo D.H. (2008). Seasonal and interannual analysis of wetlands in South America using NOAA-AVHRR NDVI time series: the case of the Parana Delta Region. *Landscape Ecology* 23:833-848.

ANEXOS

ANEXO I

Principales deltas del mundo.



Imágenes satelitales de sistemas de Deltas en el mundo: (a) Porción de Delta del Ganges-Brahmaputra-Meghna; (b) Delta del Lena; (c) Delta del Yukon; (d) Porción del Delta del Paraná; (e) Delta del Mississippi.

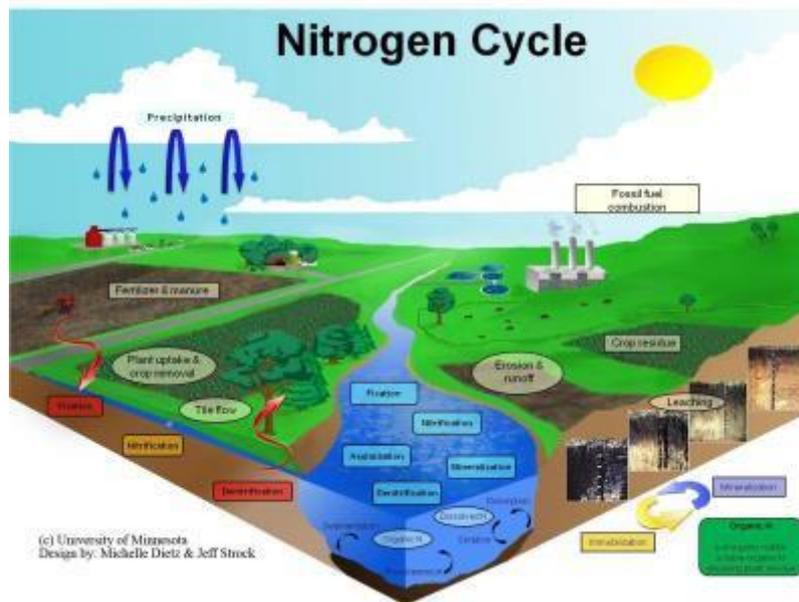
Imágenes de NASA Visible Earth. Tomado de Passalacqua (2017)

ANEXO II**Ciclos de N y P**

Ciclo del N

Los compuestos de N son esenciales en la producción fotosintética y bacteriana y para toda la biota de los ecosistemas, sin embargo su mayor proporción se encuentra en formas no biodisponibles para la mayoría de los organismos. Por esta razón es un elemento limitante en los ecosistemas que han evolucionado adaptándose a su escasez (Vitousek *et al.*, 1997). El 78 % de la atmósfera está compuesta por nitrógeno molecular (N_2). Los dos átomos de N están unidos a través de un triple enlace el cual es muy difícil de romper para poder ser incorporado por la mayoría de los organismos. Durante el ciclo del N, algunos grupos de bacterias libres o simbióticas son capaces de reducir el N_2 produciendo amoníaco a través de la fijación de N. Aunque el N_2 puede quedar disponible mediante reacciones fotoquímicas, o por descargas eléctricas, son procesos menores en relación a la fijación biológica (Galloway *et al.*, 1995). Las bacterias fijadoras de N (Azetobacter, Rhizobium, cianofitas, clostridium, etc) segregan el complejo enzimático Nitrogenasa que separa los átomos de N del N_2 , cuyo proceso ocurre en anaerobiosis ya que el complejo se inactiva en presencia de oxígeno. Los compuestos de N generados a partir de la fijación incluyen formas reducidas como el amoníaco (Groeneweg *et al.*, 1994) y amonio (NH_4^+). Una vez que el N es fijado, puede ser *asimilado* directamente por los organismos e incorporado a la materia orgánica. Por otro lado, luego de que el N se incorpora en la materia orgánica, frecuentemente se vuelve a convertir en N inorgánico a través del proceso de *mineralización o amonificación* que convierte el N de la materia orgánica (generalmente como grupos amino ($-NH_2$) o imino ($-NH-$), a $N-NH_4^+$. Mediante la nitrificación, las bacterias quimiolitótrofas (nitrosomonas y nitrobacter) generan energía procesando el $N-NH_4^+$ y oxidándolo a NO_2^- y finalmente NO_3^- , que luego pueden ser absorbidos por las plantas (Tischner, 2000). Este proceso requiere de oxígeno y el rango de pH óptimo es 6,7-7 (Groeneweg *et al.*, 1994). El NO_3^- también puede ser reducido de nuevo a $N-NH_4^+$ de manera asimilativa (por plantas, hongos, bacterias) o no asimilativa (por bacterias) (Silver *et al.*, 2001). Además, el NO_3^- puede ser devuelto a la atmósfera en forma de N_2 (y en menor medida como óxido nitroso N_2O) a través de la desnitrificación. En este proceso llevado a cabo por bacterias anaerobias (como pseudomonas, azospirilo), se utiliza el NO_3^- como receptor terminal de electrones, lo que implica la reducción paso a paso del nitrato a nitrito, a óxido nítrico, al óxido nitroso, y finalmente a N_2 , mediante enzimas como la nitrato reductasa, nitrito reductasa, óxido nítrico reductasa y óxido

nitrosoreductasa, respectivamente. Este proceso ocurre en ambientes anaerobios, y es la única manera de cerrar el ciclo devolviendo el N a la forma no reactiva N_2 (Seitzinger *et al.*, 2006). La desnitrificación por parte de los sedimentos en el fondo de la columna de agua puede ser uno de los principales mecanismos de pérdida en algunos sistemas (Schmidt y Clark, 2012). Sin embargo, a pesar de que es un proceso que se da en condiciones anaeróbicas, en aguas oxigenadas con mucho material en suspensión, este proceso ocurre en espacios microanaerobios en las partículas. La siguiente figura muestra un esquema del ciclo del N.

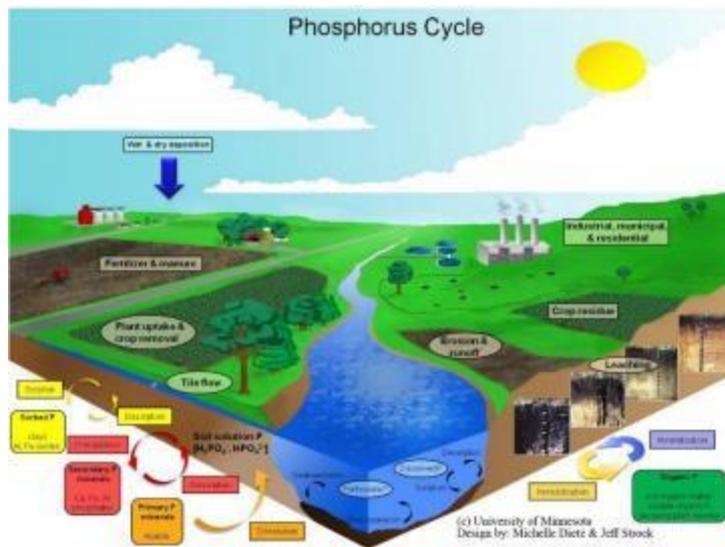


Ciclo del N. Tomada de la Universidad de Minnesota.

Ciclo del P

El ciclo biogeoquímico del P describe la transformación y translocación del P en el suelo, el agua y el material orgánico. El P se encuentra principalmente en el suelo formando compuestos orgánicos e inorgánicos poco solubles y se transporta principalmente en forma de fosfatos a partir de la meteorización de las rocas fosfatadas. Las adiciones externas de P al suelo ocurren debido principalmente a las adiciones de fertilizantes inorgánicos y orgánicos (estiércol) y la degradación y descomposición del material orgánico (plantas y animales). El hombre también moviliza el P cuando explota rocas que contienen fosfato. La exportación de P desde el suelo se produce principalmente a través de la absorción de las plantas, pero también a través de la escorrentía superficial y la erosión o a través de la lixiviación. En estos procesos ocurren reacciones de absorción y desorción de P en las superficies y bordes de óxidos, minerales de arcilla y carbonatos y reacciones de precipitación y disolución, que influyen enormemente en la disponibilidad de P

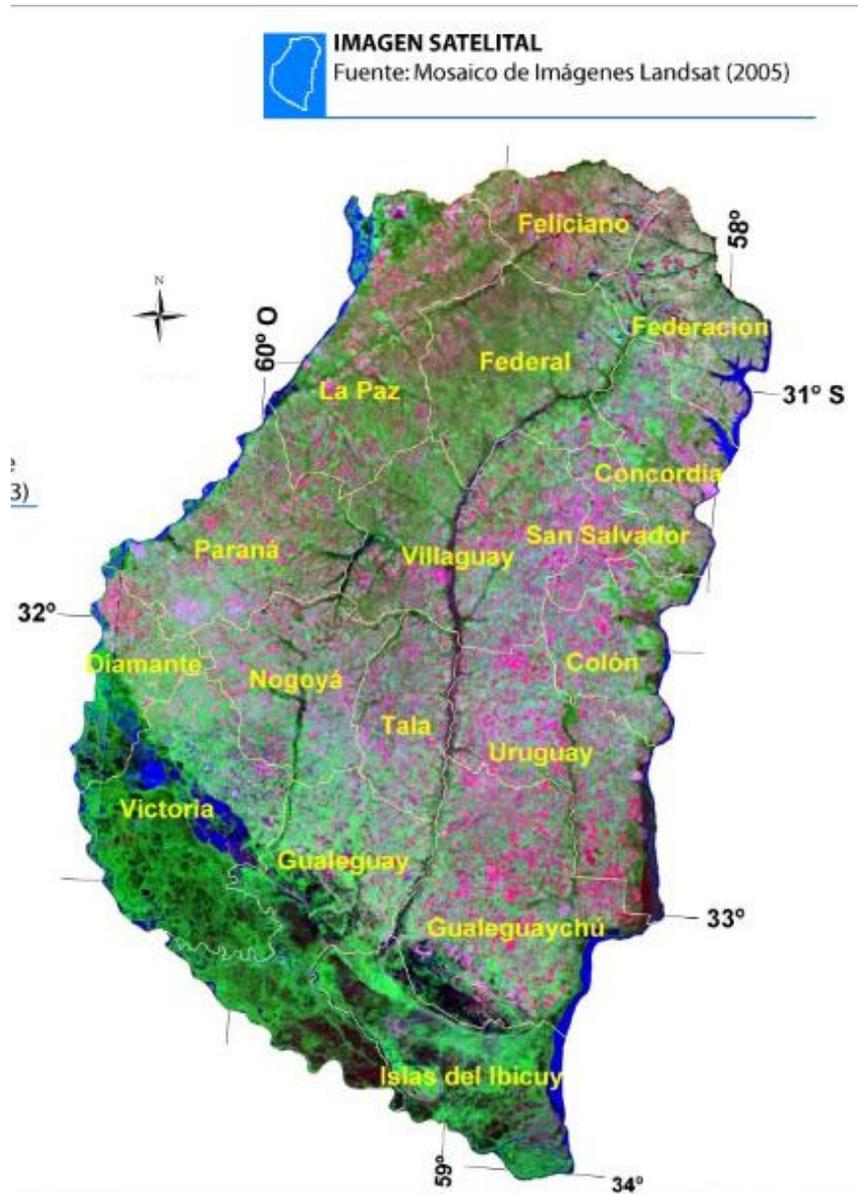
en el suelo. El ciclo microbiano de P desde formas solubles inorgánicas hasta formas orgánicas insolubles se conoce como inmovilización. El proceso contrario se conoce como mineralización, que es catalizada por la enzima fosfatasa. Cuando el fitoplancton y las bacterias mueren, el P orgánico de sus tejidos se convierte rápidamente a fosfato por medio de las fosfatasas en las células. La mayor parte del fitoplancton es consumido por animales, así estos obtienen el P que requieren. El material no asimilado se pierde en las heces fecales que contienen cantidades apreciables de fosfatos orgánicos además de ortofosfatos. La hidrólisis de estos materiales se alcanza rápidamente gracias a la acción de fosforilasas que también están presentes, con lo que el P inorgánico pasa rápidamente al agua junto con otros compuestos orgánicos fosfatados no descompuestos. La siguiente figura muestra un esquema del ciclo del P.



Ciclo del P. Tomada de la Universidad de Minnesota

ANEXO IV

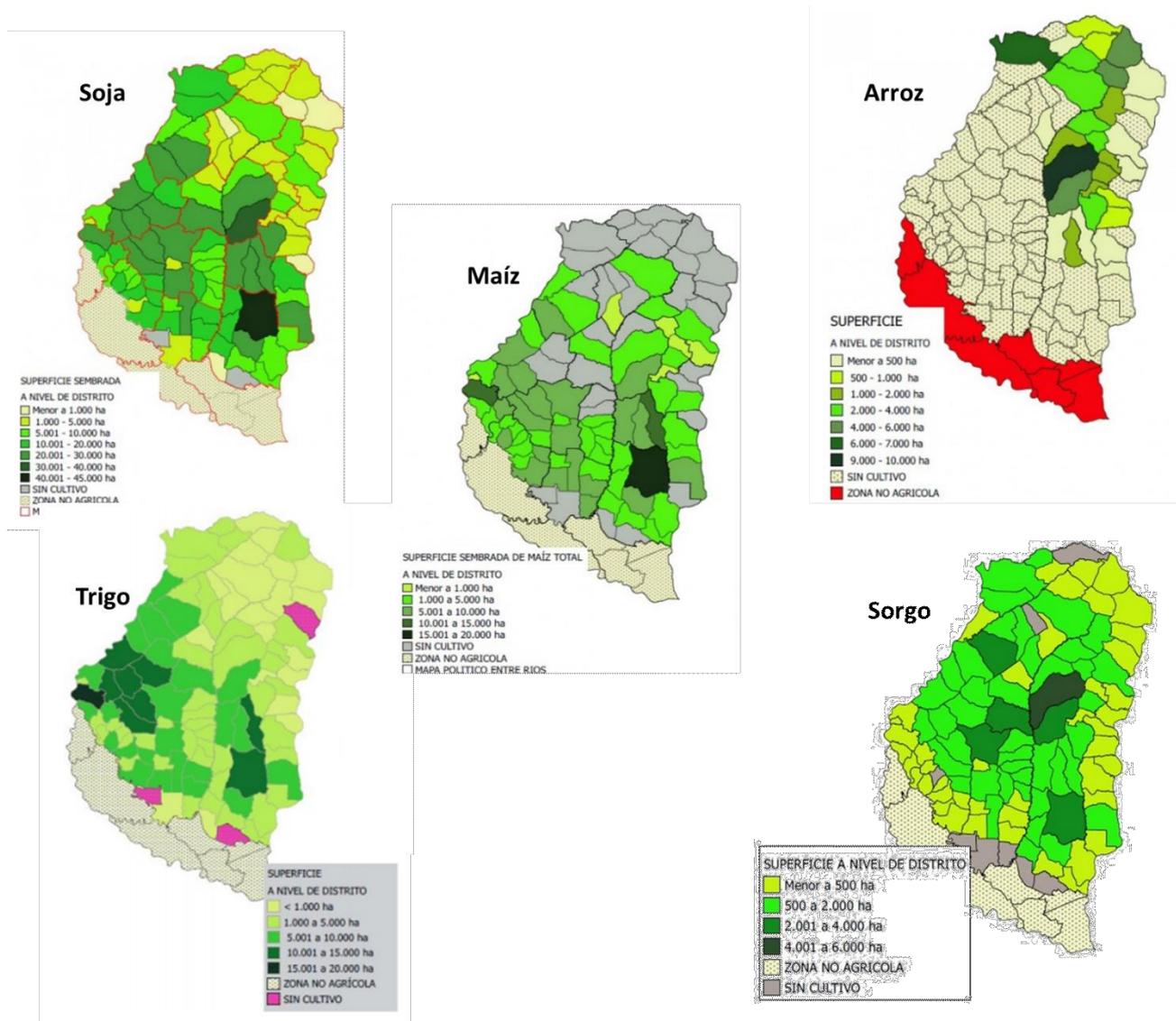
Departamentos de Entre Ríos.



ANEXO V

A) superficie sembrada

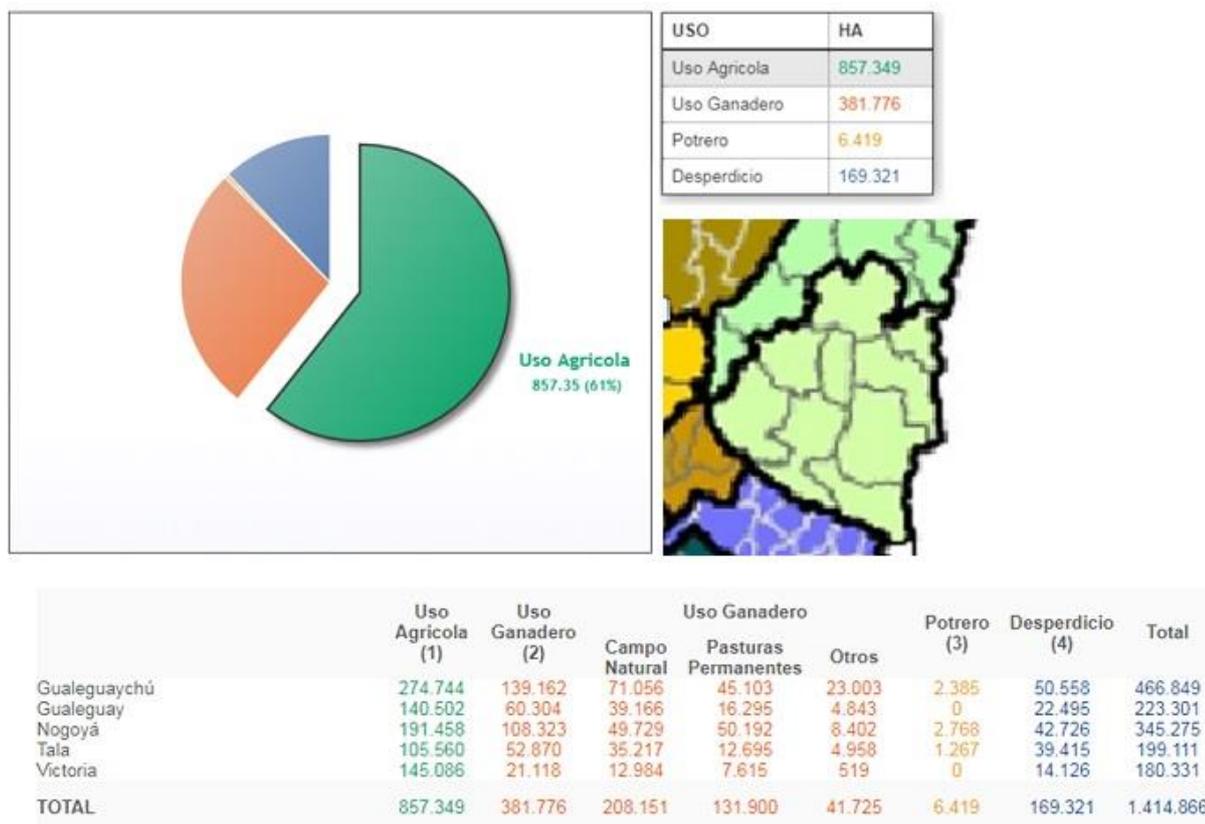
Superficie sembrada con los principales cultivos en Entre Ríos, en la campaña agrícola 2018/19.
(Bolsa de Cereales de Entre Ríos a través del SIBER)



B) Usos de suelo

Distribución de la superficie agropecuaria en la delegación Rosario del Tala según el uso de los suelos 2015/16.

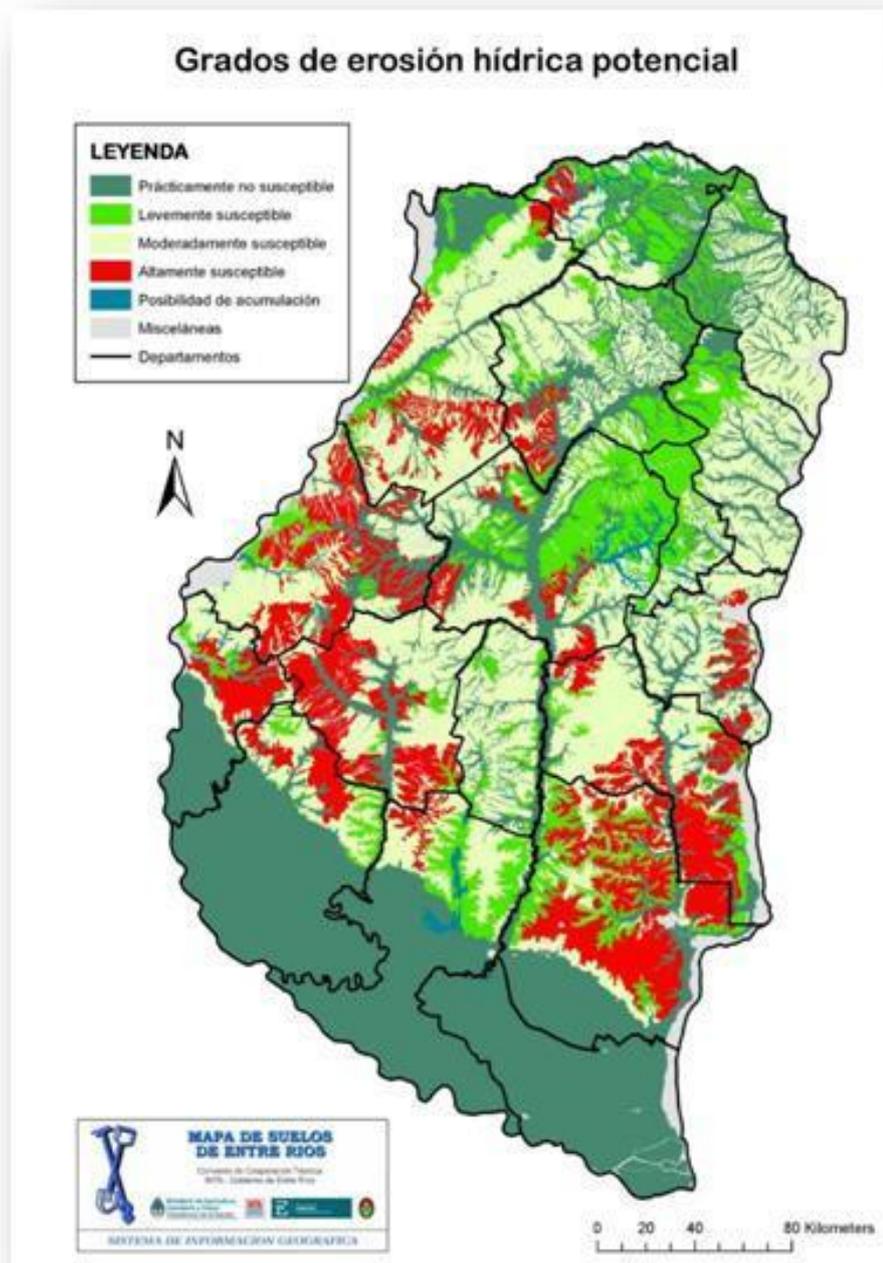
La delegación R. del Tala abarca los departamentos de: Colón; Gualeguay; Gualeguaychú; Nogoyá; Rosario del Tala; C. Del Uruguay; Victoria; Villaguay



La superficie esta expresada en hectáreas

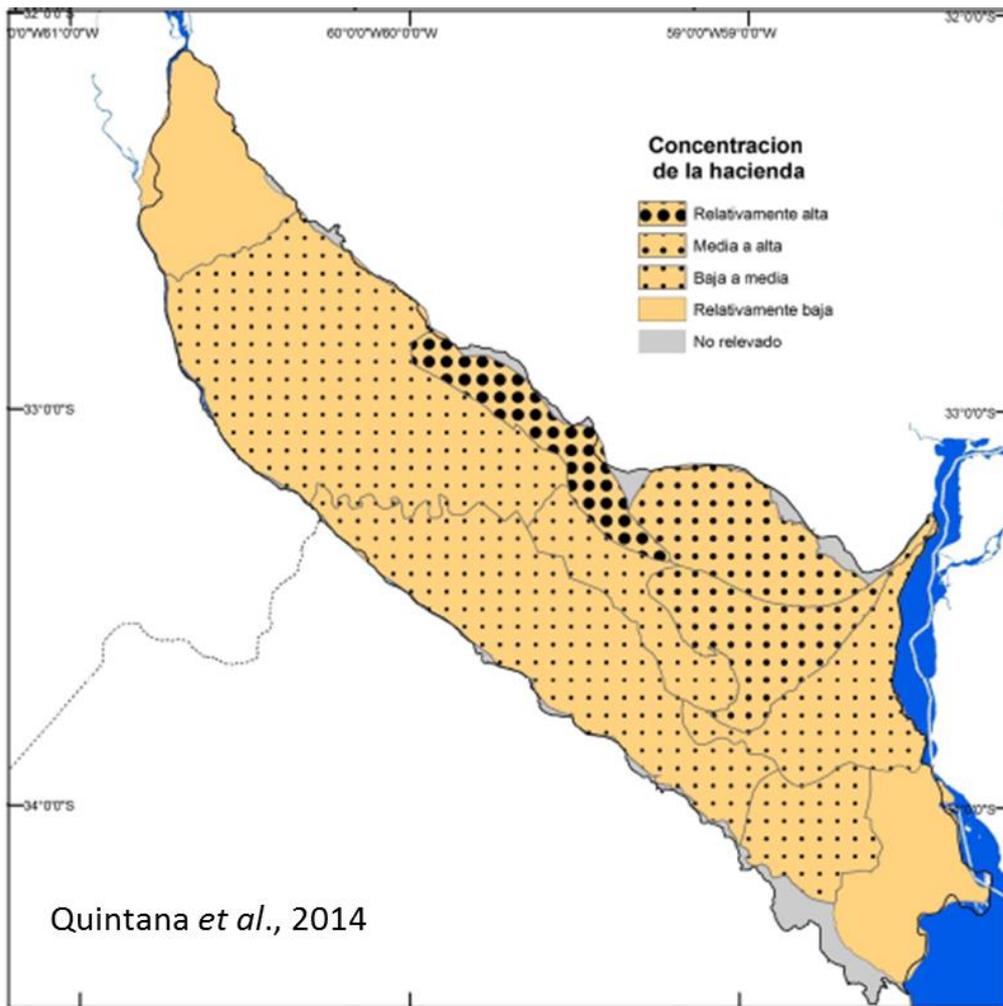
Fuente: Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación.

C) Erosión hídrica en Entre Ríos

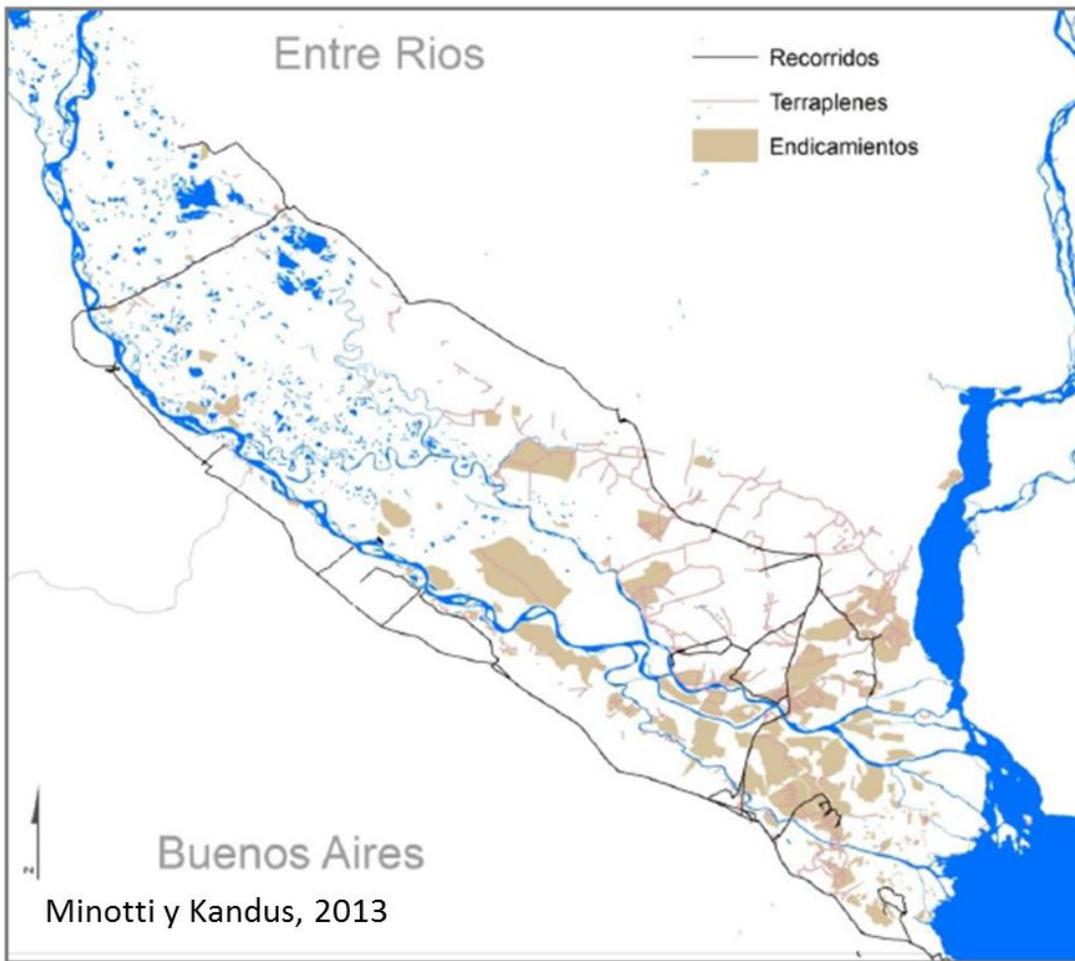


(Sasal *et al.* (2015b))

D) Concentración de la hacienda en el Delta del Paraná



E) Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná



ANEXO VI

A) Análisis de conglomerados de los sitios evaluados

Ward

Distancia: (Mahalanobis)

Correlación cofenética= 0,920

Casos leídos 405

Casos omitidos 0

Variables

T (°C)

CE (uS/cm)

OD (mg/l)

pH

ALCALINIDAD (mg/l CaCO₃)

DUREZA (mg/l CaCO₃)

DQO (mg/l)

ST (mg/l)

SS (mg/l)

STD (mg/l)

STF (mg/l)

STV (mg/l)

N-NO₃⁻ (ug/l)

N-NH₄⁺ (ug/l)

PT (ug/l)

PRS (ug/l)

NO₂⁻ (ug/l)

Criterios de clasificación

SECTOR Y SITIO

B) Análisis de componentes principales

Datos estandarizados

Casos leídos 405

Casos omitidos 42

Variables de clasificaciónSECTOR Y SITIO**Autovalores**

Lambda	Valor	Proporción	Prop Acum
1	10,93	0,64	0,64
2	3,69	0,22	0,86
3	0,92	0,05	0,91
4	0,57	0,03	0,95
5	0,39	0,02	0,97
6	0,26	0,02	0,99
7	0,08	4,4E-03	0,99
8	0,07	3,9E-03	0,99
9	0,04	2,1E-03	1,00
10	0,03	1,6E-03	1,00
11	0,02	1,1E-03	1,00
12	0,01	4,7E-04	1,00
13	0,01	3,3E-04	1,00
14	1,1E-03	6,3E-05	1,00
15	4,7E-04	2,8E-05	1,00
16	1,5E-04	9,1E-06	1,00
17	1,5E-05	9,0E-07	1,00

Autovectores

Variables	e1	e2
T (°C)	-0,18	-0,25
COND. (uS/cm)	0,28	-0,09
OD (mg/l)	-1,2E-03	-0,37
PH	0,24	-0,26
ALCALINIDAD (mg/l CaCO3)	0,27	-0,21
DUREZA (mg/l CaCO3)	0,28	-0,15
DQO (mg/l)	0,17	0,40
ST (mg/l)	0,27	0,19
SS (mg/l)	0,13	0,41

STD (mg/l)	0,29	-0,03
STF (mg/l)	0,27	0,19
STV (mg/l)	0,28	0,18
N-NO ₃ ⁻ (ug/l)	0,22	-0,29
N-NH ₄ ⁺ (ug/l)	0,25	0,11
PT (ug/l)	0,29	0,10
PRS (ug/l)	0,26	-0,24
N-NO ₂ ⁻ (ug/l)	0,24	-0,24

Correlaciones con las variables originales

Variables	CP 1	CP 2
T (°C)	-0,59	-0,48
COND. (uS/cm)	0,94	-0,17
OD (mg/l)	-4,0E-03	-0,70
PH	0,79	-0,51
ALCALINIDAD (mg/l CaCO ₃)	0,89	-0,40
DUREZA (mg/l CaCO ₃)	0,94	-0,29
DQO (mg/l)	0,57	0,78
ST (mg/l)	0,91	0,36
SS (mg/l)	0,43	0,80
STD (mg/l)	0,96	-0,05
STF (mg/l)	0,89	0,37
STV (mg/l)	0,92	0,34
NITRATOS (ug/l)	0,73	-0,55
AMONIO (ug/l)	0,84	0,21
PT (ug/l)	0,96	0,19
PRS (ug/l)	0,86	-0,46
NITRITOS (ug/l)	0,78	-0,46

Correlación cofenética= 0,993

C) Análisis de componentes principales

Datos estandarizados

Casos leídos 282

Casos omitidos 27

Variables de clasificación

SECTOR Y SITIO

Autovalores

Lambda	Valor	Proporción	Prop Acum
1	8.01	0.47	0.47
2	3.56	0.21	0.68
3	2.03	0.12	0.80
4	1.56	0.09	0.89
5	0.52	0.03	0.92
6	0.44	0.03	0.95
7	0.33	0.02	0.97
8	0.22	0.01	0.98
9	0.17	0.01	0.99
10	0.10	0.01	1.00
11	0.04	2.3E-03	1.00
12	0.01	7.3E-04	1.00
13	3.9E-03	2.3E-04	1.00
14	0.00	0.00	1.00
15	0.00	0.00	1.00
16	0.00	0.00	1.00
17	0.00	0.00	1.00

Autovectores

Variables	e1	e2
COND. (uS/cm)	0.31	-0.13
OD (mg/l)	-0.21	0.26
PH	-0.09	0.39
ALCALINIDAD (mg/l CaCO3)	0.30	0.09
DUREZA (mg/l CaCO3)	0.32	-0.07
DQO (mg/l)	0.28	-0.08
ST (mg/l)	0.30	0.23
SS (mg/l)	-0.06	0.46
STD (mg/l)	0.33	-0.01
STF (mg/l)	0.28	0.16
STV (mg/l)	0.25	0.13
NITRATOS (ug/l)	-0.04	0.37
AMONIO (ug/l)	0.09	-0.26
PT (ug/l)	0.29	0.15
PRS (ug/l)	0.21	0.21
NITRITOS (ug/l)	0.19	0.28
T (°C)	-0.25	0.30

Correlación cofenética= 0.949

D) Análisis de componentes principales

Datos estandarizados

Casos leídos 267

Casos omitidos 0

Variables de clasificación

CAMPAÑA

Autovalores

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum
1	2.94	0.49		0.49
2	1.45	0.24		0.73
3	1.25	0.21		0.94
4	0.34	0.06		1.00
5	0.01	2.0E-03		1.00
6	3.2E-03	5.3E-04		1.00

Autovectores

Variables	e1	e2
NITRATOS (ug/l)	0.39	0.61
AMONIO (ug/l)	-0.14	0.64
PT (ug/l)	0.54	-0.20
PRS (ug/l)	0.49	0.11
NITRITOS (ug/l)	0.15	0.32
SS (mg/l)	0.52	-0.27

Correlación cofenética= 0.887

E) Análisis de Componentes Principales

Datos estandarizados

Casos leídos 405

Casos omitidos 42

Variables de clasificación

afluentes y delta

Autovalores

<u>Lambda</u>	<u>Valor</u>	<u>Proporción</u>	<u>Prop Acum</u>
1	7.75	0.46	0.46
2	5.98	0.39	0.85
3	1.14	0.07	0.93
4	0.72	0.05	0.97
5	0.33	0.02	1
6	0.08	4.90E-03	1
7	0	0	1
8	0	0	1
9	0	0	1
10	0	0	1
11	0	0	1
12	0	0	1
13	0	0	1
14	0	0	1
15	0	0	1
16	0	0	1
17	0	0	1

Autovectores

<u>Variables</u>	<u>e1</u>	<u>e2</u>
N-NO3- (umol/l)	0.26	-0.18
CONDUCT (uS/cm)	0.34	0.04
OD (mg/l)	0.13	-0.29
PH	0.33	-0.1
ALCALINIDAD (mg/l CaCO3)	0.35	-0.06
DUREZA (mg/l CaCO3)	0.35	-0.02
DQO (mg/l)	-0.11	0.38
ST (mg/l)	0.13	0.37
SS (mg/l)	-0.13	0.36
STD (mg/l)	0.31	0.13
STF (mg/l)	0.13	0.36
STV (mg/l)	0.15	0.36
N-NH4+ (ug/l)	0.14	0.26
PT (ug/l)	0.21	0.29
PRS (ug/l)	0.34	-0.09
N-NO2- (ug/l)	0.29	-0.13

Correlaciones con las variables originales

<u>Variables</u>	<u>CP 1</u>	<u>CP 2</u>
N-NO3- (umol/l)	0.73	-0.44
CONDUCT (uS/cm)	0.95	0.11
OD (mg/l)	0.35	-0.72
PH	0.92	-0.25
ALCALINIDAD (mg/l CaCO3)	0.96	-0.15
DUREZA (mg/l CaCO3)	0.97	-0.04
DQO (mg/l)	-0.31	0.92
ST (mg/l)	0.37	0.9
SS (mg/l)	-0.36	0.89
STD (mg/l)	0.88	0.31
STF (mg/l)	0.37	0.88
STV (mg/l)	0.43	0.89
N-NH4+ (ug/l)	0.38	0.63
PT (ug/l)	0.59	0.7
PRS (ug/l)	0.93	-0.22
N-NO2- (ug/l)	0.8	-0.33

Correlación cofenética= 0,985

F) Análisis de Componentes Principales

Datos estandarizados

Casos leídos 22

Casos omitidos 0

Variables de clasificación

Sitios Gualeguay

Autovalores

Lambd	Valor	Proporción	Prop Acum
a			
1	8.7	0.62	0.62

2	3.07	0.22	0.84
3	1.08	0.08	0.92
4	0.59	0.04	0.96
5	0.27	0.02	0.98
6	0.13	0.01	0.99
7	0.1	0.01	1
8	0.05	3.60E-03	1
9	0.02	1.10E-03	1
10	8.50E-04	6.00E-05	1
11	0	0	1
12	0	0	1
13	0	0	1
14	0	0	1

Autovectores

Variables	e1	e2
ST (mg/l)	0.3	-0.24
STV (mg/l)	0.31	-0.11
SS (mg/l)	0.23	-0.34
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	0.28	0.3
Cond (uS/cm)	0.3	-0.09
pH	0.28	0.03
OD (mg/L)	-0.24	0.3
Dureza (mg CaCO ₃ /l)	0.23	0.35
DQO (mg/l)	0.21	-0.27
N-NO ₃ ⁻ (ug/l)	0.27	0.28
PRS (ug/l)	0.32	-0.04
PT (ug/l)	0.29	-0.13
N-NO ₂ ⁻ (ug/l)	0.27	0.25
N-NH ₄ ⁺ (ug/l)	0.15	0.51
