

¿Cómo afectan las zanjas de drenaje a la disposición espacial de la vegetación deltaica?

ANDRIY BAZYLENKO^{1,2,3}✉; HORACIO SIROLI¹ & SEBASTIÁN A. TORRELLA²

¹Grupo de Investigación en Ecología de Humedales (GIEH), Departamento de Ecología Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. ²Grupo de Estudios de Sistemas Ecológicos en Ambientes Agrícolas (GESEAA), Departamento de Ecología Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. ³Laboratorio de Biología Reproductiva y Sistemática de Plantas Vasculares, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

RESUMEN. El drenaje es una práctica recurrente que permite incorporar los humedales a diversas actividades productivas. Esto conlleva cambios sustanciales en la composición y la diversidad de sus comunidades vegetales. El Delta Frontal del río Paraná es un conjunto de humedales mareales dulceacuícolas, con islas formadas por un albardón periférico y un centro deprimido. La vegetación natural está determinada por la topografía, con bosques en los albardones, pajonales en los interiores y ceibales en sitios intermedios. La actividad productiva principal es la forestación con salicáceas; su desarrollo implicó construir zanjas de drenaje que redujeron la duración de las inundaciones en el interior de las islas. El objetivo de este trabajo fue evaluar si la disposición de la vegetación está condicionada por la presencia de las zanjas de drenaje, además de por la geomorfología. Para ello, se dispusieron 198 parcelas de 25 m² y se registró la presencia de todas las especies de plantas vasculares, la distancia al arroyo más cercano (como aproximación de su ubicación geomorfológica) y la distancia a la zanja más cercana. Se generaron modelos lineales generalizados para evaluar, para cada parcela, la relación entre estas distancias y dos variables: la ocurrencia de especies características de distintos ambientes del Delta Frontal y la cantidad de especies total y por hábito. Se encontró que en sitios alejados de los arroyos (bajos), la cercanía a las zanjas está asociada a un incremento de especies arbóreas y a la ocurrencia de especies características de los bosques de albardón. Los resultados muestran que la vegetación del Delta Frontal, además de estar condicionada por la geomorfología, está influenciada por la presencia de zanjas de drenaje. Estos elementos amplían la distribución potencial de las mencionadas especies y establecen una nueva configuración espacial de los bosques de albardón.

[Palabras clave: humedales, bosque de ribera, zanjas de drenaje, monte blanco, ceibal, Delta Frontal del río Paraná, bosque de albardón]

ABSTRACT. How do drainage ditches affect the spatial arrangement of deltaic vegetation? The drainage of wetlands is a common practice that allows the incorporation of these systems to diverse productive activities. This leads to changes in the composition and diversity of their plant communities. The Frontal Delta of the Paraná River is a freshwater tidal wetland, with islands formed by a peripheral levee and a depressed center. The natural vegetation is determined by the topography, with forests in the levees, grasslands in the interior and open forests in intermediate sites. The main activity is afforestation with Salicaceae species; its development involved the construction of a network of drainage ditches to reduce the duration of flooding in the interior of the islands. The objective of this study was to assess whether the vegetation arrangement on the islands is influenced not only by their geomorphology but also by the presence of drainage ditches. To achieve this, 198 plots of 5x5 m were established. The presence of all vascular plant species was recorded, as well as the distance to the nearest stream (as a proxy for its geomorphological location) and the distance to the nearest ditch. Generalized linear models were generated to evaluate the relationship between these distances and two types of variables: the occurrence of species typically found in different environments within the Frontal Delta, and the number of species, both total and by habit, in the plots. The results show that the vegetation of the Frontal Delta, in addition to being conditioned by geomorphology, is influenced by the presence of drainage ditches. In sites far from the streams (lowlands), the proximity to the ditches is associated with an increase in tree species and the occurrence of species characteristic of the levee forests. These species colonize this environment, which forms a new spatial configuration of the levee forests, expanding their potential distribution.

[Keywords: wetlands, riparian forests, drainage ditches, monte blanco, ceibal, Frontal Delta of Paraná river, levee forest]

INTRODUCCIÓN

Drenaje de humedales y su efecto sobre las comunidades vegetales

Los humedales son ecosistemas muy diversos, caracterizados por la presencia periódica de agua superficial o subsuperficial, suelos hidromórficos y biota adaptada a estas condiciones (Misch and Gosselink 2015). Allí, el régimen hidrológico es el principal condicionante de la heterogeneidad espacial y temporal de la vegetación (van der Valk 2005; Watt et al. 2007). Esto se debe a que las plantas que habitan en los humedales cuentan con diferentes adaptaciones a las condiciones de anoxia propias de los suelos saturados (Keddy 2010). El régimen hidrológico es un fenómeno complejo que se suele describir en términos de la profundidad del agua, la duración de los períodos de inundación y de su frecuencia. Existen evidencias de que cada uno de estos componentes afecta la diversidad de las comunidades vegetales (Casanova and Brock 2000; Webb et al. 2012).

A escala global, la transformación de los humedales debido a actividades antrópicas llevó a una pérdida del 54 al 57% de su superficie (Davidson 2014). En planicies deltaicas, la reducción de los humedales alcanzó un 52% (Coleman et al. 2008). La pérdida de estos ecosistemas está asociada al desarrollo agropecuario y al crecimiento de la población (Asselen et al. 2013). En muchos casos, estas transformaciones implican el control del régimen hidrológico mediante la construcción de diques o represas, la elevación de la cota del suelo, o el drenaje (Misch and Gosselink 2015). Esta última es una práctica recurrente y abarca un abanico amplio de intervenciones, desde la conversión de los humedales naturales en sistemas con distinto grado de control del régimen hidrológico (e.g., los cultivos de arroz u otros que se pueden desarrollar en los humedales) hasta el drenaje completo y la transformación del área en un ecosistema netamente terrestre, como la conversión a cultivos de secano, pasturas o urbanizaciones (Fluet-Chouinard et al. 2023).

Las comunidades vegetales responden de forma sensible a las modificaciones ambientales impuestas por el drenaje de los humedales. Al modificarse la importancia relativa de las formas de vida que los componen, se ve afectada su composición, su diversidad y su fisonomía. Lu y colaboradores (2009) estudiaron la vegetación espontánea

de la planicie de inundación del río Sanjiang (China), donde gran parte de la superficie fue transformada para actividades agrícolas mediante la construcción de zanjás. Los autores reportaron que las comunidades vegetales ubicadas en paisajes con mayor densidad de zanjás de drenaje presentan una mayor homogeneidad en su composición en relación con sitios menos transformados. Por su parte, Jukaine y colaboradores (1995) reportaron, en pantanos del sur de Finlandia, que el drenaje de humedales lleva a un incremento en la cobertura de árboles y arbustos, en detrimento de las herbáceas y briófitas. La presencia de zanjás puede afectar la vegetación circundante, generando un incremento en la cobertura de árboles y arbustos en su cercanía y, en contraposición, una mayor proporción de herbáceas palustres en sitios más alejados (Tousignant et al. 2010; Paal et al. 2016). Estas respuestas se pueden interpretar a partir de los cambios ambientales que imprime la construcción de zanjás. Por ejemplo, se incrementa la velocidad de drenaje, lo cual disminuye la duración de los períodos de inundación; se profundiza el nivel freático, lo que puede facilitar la supervivencia del sistema radical de algunas especies menos tolerantes a la inundación (Roy et al. 2000; Phillips et al. 2010), y se moviliza sustrato, lo que genera sitios topográficamente positivos que pueden ser determinantes para la supervivencia de especies menos tolerantes a la inundación (Roy et al. 1999).

Vegetación y ambientes en el Delta del Paraná

El Delta del Paraná constituye un macromosaico de humedales (Malvárez 1999; Kandus et al. 2019). En su porción distal, cercana al Río de la Plata, se encuentra el Delta Frontal. Este paisaje está conformado por islas cuya topografía se caracteriza por presentar un albardón perimetral y un interior deprimido. Son humedales dulceacuícolas donde la dinámica hídrica está dada por un régimen micromareal semidiurno, con repuntes dados por el viento sudeste y descensos extraordinarios dados por los vientos del oeste y, en menor medida, por las variaciones anuales en el cauce del río Paraná (D'Onofrio et al. 2008). La conjunción de topografía e hidroperíodos define dentro de las islas ambientes con diferentes regímenes hidrológicos. Los albardones se inundan solo durante los repuntes fuertes dados por la acción del viento sudeste, permaneciendo la mayor parte del tiempo sin anegamiento.

Por su parte, los interiores de las islas están sometidos a variaciones diarias en la altura del agua; durante los repuntes dados por la actividad del viento sudeste, estas inundaciones tienen mayor intensidad y duración (Kandus et al. 2003; Kandus and Malvárez 2004).

La disposición de las comunidades vegetales en el espacio está muy asociada con la topografía local y, por lo tanto, con el régimen hidrológico. Sobre los albardones, cercanos a los cursos fluviales, se encuentran bosques de albardón. Estos están constituidos sobre todo por bosques secundarios con distinto grado de representatividad de especies nativas y exóticas (Kalesnik et al. 2011; Sirolli et al. 2021), aunque también persisten algunos remanentes del bosque original del Delta Frontal: el monte blanco (Kalesnik et al. 2008). En las posiciones topográficas más bajas e inundables, que abarcan el centro de las islas, encontramos los pajonales. Son comunidades conformadas por herbáceas palustres dominadas por *Cyperus byssaceus*. En este ambiente, el crecimiento de las especies leñosas propias de los bosques de albardón está limitado por el estrés por anegamiento. Por último, en las posiciones topográficas intermedias encontramos ceibales, bosques abiertos de *Erythrina crista-galli* con herbáceas palustres en el estrato inferior (Kandus et al. 2003).

Desde finales del siglo XIX, el Delta Frontal fue transformado para desarrollar actividades productivas. Inicialmente, los bosques de albardón fueron reemplazados por plantaciones de frutales, y luego, por plantaciones de salicáceas. El interior de las islas fue drenado mediante la construcción de un sistema de zanjas interconectadas conocido como el método de 'zanja abierta'. Este método consistió en construir una zanja principal que desemboca de manera perpendicular en un arroyo; en esa zanja, a su vez, desembocan zanjas secundarias de menor caudal. Esto modificó el régimen hidrológico natural de las islas y generó una conectividad hídrica alta entre los interiores de las islas y los arroyos, permitiendo un desagote más rápido de estos ecosistemas frente a las inundaciones de mayor intensidad. Además, modificó la dinámica sedimentaria, llevando a una mayor tasa de sedimentación en los interiores de las islas (Pratolongo et al. 2007). De este modo, el interior de las islas pudo ser incorporado a distintas actividades productivas como el cultivo de formio, mimbres o forestación con salicáceas, siendo esta última la actividad más

importante de la región (Galafassi 2005). El abandono parcial de estas actividades en la región durante las últimas décadas llevó a la coexistencia de sitios donde en la actualidad se realizan actividades productivas, sitios abandonados y sitios que aún no fueron transformados, dando lugar al establecimiento de múltiples comunidades con distinta proporción de especies cultivadas, nativas y exóticas (Kalesnik et al. 2011; Sirolli et al. 2021; Bazylenko et al. 2022).

El objetivo del presente trabajo es evaluar el efecto del trazado de las zanjas sobre la disposición espacial de la vegetación en las islas. La hipótesis de trabajo es que la inundabilidad decrece cuando disminuye la distancia a los cursos de agua. En los cursos naturales (arroyos), esto se da por la presencia de los albardones, mientras que en los cursos de origen antrópico (zanjas) se da por el incremento en la topografía y el drenaje. Estas condiciones de menor inundabilidad favorecen el desarrollo de vegetación leñosa, por lo que se espera que su ocurrencia sea mayor en áreas cercanas a los cursos de agua, ya sean naturales como antrópicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la tercera sección de islas bonaerenses, dentro del partido de San Fernando, provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1a). Los sitios de muestreo están distribuidos a lo largo de las márgenes de los arroyos Borches, Manzano Medina, Naranjo, Camacho y Verón (Figura 1b). En el área de estudio no se encuentran sectores prístinos, y las unidades productivas se hallan abandonadas o con un grado bajo de mantenimiento. En la amplia mayoría de estas unidades productivas encontramos una red de zanjas de drenaje que abarca gran parte de la superficie del interior de las islas. La vegetación del área de estudio abarca desde comunidades de gran similitud a las originalmente descritas para la región (i.e., pajonal, ceibal y monte blanco) hasta comunidades dominadas por especies cultivadas como forestaciones de álamo, sauce o plantaciones de caña o formio (Bazylenko et al. 2022).

Diseño de muestreo y análisis de datos

Se seleccionaron al azar 40 sitios ubicados en unidades productivas sobre las márgenes de los arroyos mencionados arriba y en cada uno

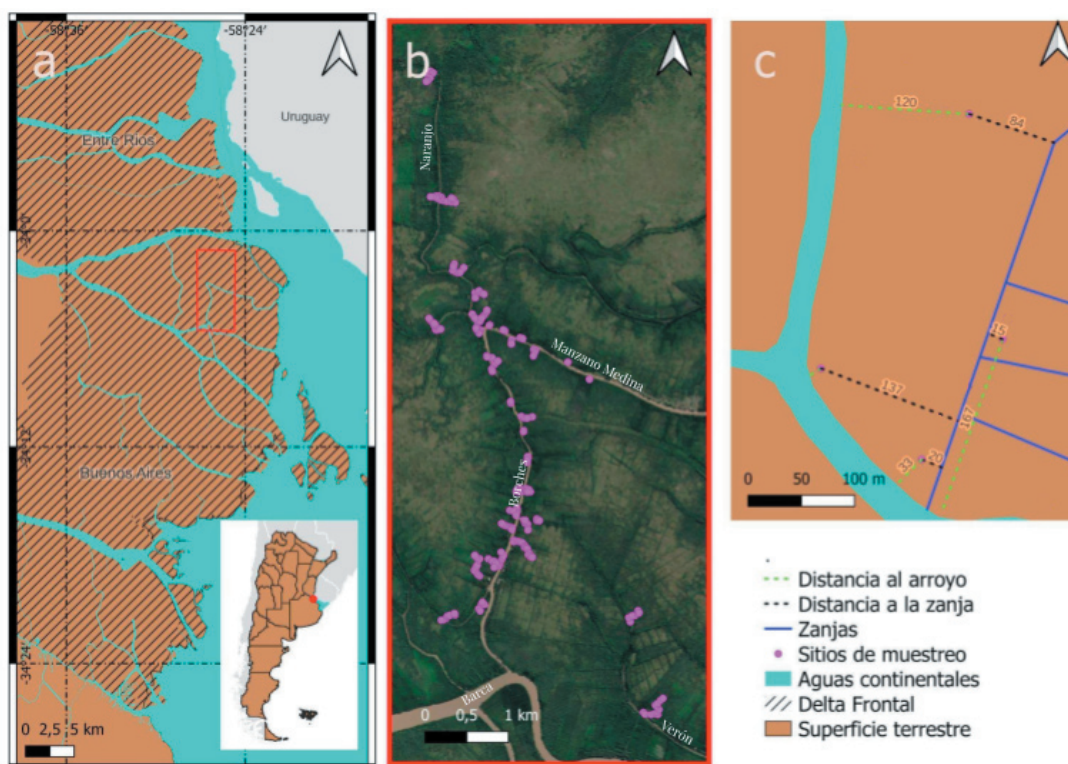


Figura 1. Área de estudio y disposición de los sitios de muestreo. a) Área de estudio en el Delta Frontal del río Paraná. b) Sitios de muestreo en el área de estudio. c) Esquema de mediciones de distancias a arroyos y zanjas (en metros) para tres sitios de muestreo.

Figure 1. Study area and layout of sampling sites. a) Study area in the Frontal Delta of Parana River. b) Sampling plots in the study area. c) Diagram showing distance measurements (in meters) to streams and ditches for three sampling plots.

de ellos se trazó una transecta perpendicular al arroyo. De este modo, las transectas quedaron abarcando distancias de entre 20 y 250 m de longitud. En cada transecta se localizaron entre 2 y 12 parcelas de muestreo de 5x5 m, distanciadas entre 20 y 30 m, abarcando distancias de hasta 250 m de los arroyos. En total se instalaron 198 parcelas de muestreo. En cada una se registraron todas las especies de plantas vasculares presentes (Figura 1b). La localización geográfica del centro de la parcela fue registrada con un GPS Garmin ex10. El trabajo de campo se realizó entre enero y marzo de 2018.

Se utilizó la distancia a los cursos fluviales como una variable que aproxima a las variables determinantes para el desarrollo de la vegetación en ecosistemas de humedal: topografía, inundabilidad (entendida como intensidad, frecuencia y duración de los pulsos de inundación) y velocidad de circulación de agua. En promedio, el nivel topográfico alcanza un máximo a los 6 m de distancia del arroyo y disminuye de forma paulatina hasta el interior de la isla (Sirolli 2018). En

consecuencia, el sector periférico de las islas y aledaño a los arroyos (albardón) no es alcanzado por la mayor parte de las crecidas que afectan a las islas. Por su parte, en los interiores inundables de las islas, los sitios cercanos a las zanjas tienen mayor drenaje, mayor profundidad de napa y topografía positiva; todo ello conlleva a una menor duración de las inundaciones en relación con sitios alejados de estos elementos. Para medir la distancia a los cursos fluviales se desplegó en la plataforma Google Earth la información sobre la localización de los sitios de muestreo. Mediante interpretación visual de las imágenes satelitales se determinó la ubicación de la zanja y del arroyo más cercanos, y utilizando la herramienta de medición que provee esa plataforma, se midieron las distancias desde la parcela de muestreo hasta estos cursos (Figura 1c).

Las variables respuesta se construyeron de la siguiente manera. En primer lugar, se cuantificó para cada parcela de muestreo la cantidad total de especies y la cantidad de especies por hábito. Entendemos por hábito

la forma o modo de crecimiento de una planta (Harris and Harris 2001). Para determinar el hábito de cada especie, se utilizó el criterio propuesto en el proyecto Flora Argentina (Anton and Zuloaga 2022). El análisis de la riqueza por hábito es particularmente útil, dado que las comunidades típicas del Delta Frontal presentan diferencias notables en sus rasgos fisonómicos, asociadas a diferencias en los hábitos de sus especies integrantes. Los bosques de albardón presentan alta cobertura y riqueza de especies arbóreas y enredaderas. El pajonal está dominado por especies herbáceas, mientras que en el ceibal, si bien se encuentra una cobertura similar de arbóreas y herbáceas, la riqueza de arbóreas es baja y la de herbáceas, alta (Bazylenko et al. 2022). En segundo lugar, se consideró la presencia (o ausencia) de diez especies representativas de comunidades típicas del Delta. Para seleccionar estas diez especies, se tomaron como referencia las comunidades descritas en trabajos previos (Kandus et al. 2003; Kalesnik et al. 2008; Sirolli et al. 2021; Bazylenko et al. 2022): cuatro especies típicas de los bosques de albardón, de las cuales dos son características del monte blanco (*Allophylus edulis* y *Myrsine parvula*) y dos son típicas de bosques dominados por especies exóticas (*Ligustrum sinense* y *Morus alba*); dos especies típicas del ceibal (*Erythrina cristagalli* y *Ludwigia elegans*); dos especies típicas del pajonal (*Cyperus byssaceus* y *Polygonum stelligerum*), y las dos especies cultivadas más comunes (*Populus* sp. y *Salix* sp.).

El análisis estadístico se realizó por medio de modelos lineales generalizados, tomando como variables explicativas las distancias al arroyo más cercano y a la zanja más cercana, y contemplando la interacción entre estas variables. Por un lado, se implementaron modelos en los que se tomó como variable respuesta la cantidad total de especies por parcela de muestreo y, por separado, la cantidad de especies arbóreas, herbáceas,

arbusivas y enredaderas. En estos casos, se consideró que la variable respuesta sigue una distribución de tipo Poisson. Por otro lado, se implementaron modelos enfocados en cada una de las diez especies mencionadas en el párrafo previo. Se tomó como variable respuesta la presencia y, dado que esta es una variable dicotómica, se consideró que sigue una distribución de tipo Bernoulli. El análisis estadístico se realizó mediante el software R (R Core Team 2023). Para implementar los modelos, se utilizó la función glm, y para verificar los supuestos sobre la dispersión de los residuos, el paquete DHARMA (Hartig 2022). Para comparar los P-valores obtenidos se consideró un nivel de significancia de 0,05.

RESULTADOS

La cantidad total de especies por parcela no mostró una relación significativa con ninguna de las variables explicativas, aunque presentó un P-valor de 0.057, asociado al parámetro de interacción. Respecto del análisis de cada uno de los hábitos por separado, solo se encontraron relaciones significativas en el caso de las especies arbóreas. Para este grupo se verificó interacción entre las variables explicativas, y el signo del parámetro de interacción fue negativo (Tabla 1). La cantidad de especies arbóreas por sitio disminuyó con el incremento de la distancia al arroyo, cualquiera sea la distancia a la zanja. Esta disminución fue moderada cuando la distancia a la zanja fue corta, y mucho más abrupta cuando la distancia a la zanja fue mayor. Al mismo tiempo, la variación del número de especies conforme aumenta la distancia a la zanja tiene tendencias diferentes, dependiendo de la distancia al arroyo (Figura 2). Para distancias al arroyo menores a 16 m, en promedio, la cantidad de especies aumenta al aumentar la distancia a la zanja, pero esta relación se invierte a distancias al arroyo mayores a 16 m (Figura 2).

Tabla 1. Valores de los parámetros estimados implementando modelos lineales generalizados con las distancias de la parcela de muestreo al arroyo y zanja más cercanos como variables explicativas y la cantidad de especies por parcela total y por hábito como variables respuesta. * indica que el P-valor es menor a 0.05.

Table 1. Estimated parameter values by implementing generalized linear models with distances from the sampling plot to the nearest stream and ditch as explanatory variables and number of species per total plot and per habit as response variables. * indicates that the P-value is less than 0.05.

	Total	Arbóreas	Herbáceas	Arbusivas	Enredaderas
Intercepto	2.609	1.666	1.076	0.53	0.74
Arroyo	-0.0007	-0.0022*	0.0011	-0.00213	-0.00033
Zanja	0.00057	0.0013*	-0.0016	0.00032	0.00099
Arroyo x Zanja	-0.00002	-0.00008*	-0.00003	-0.000018	-0.00002

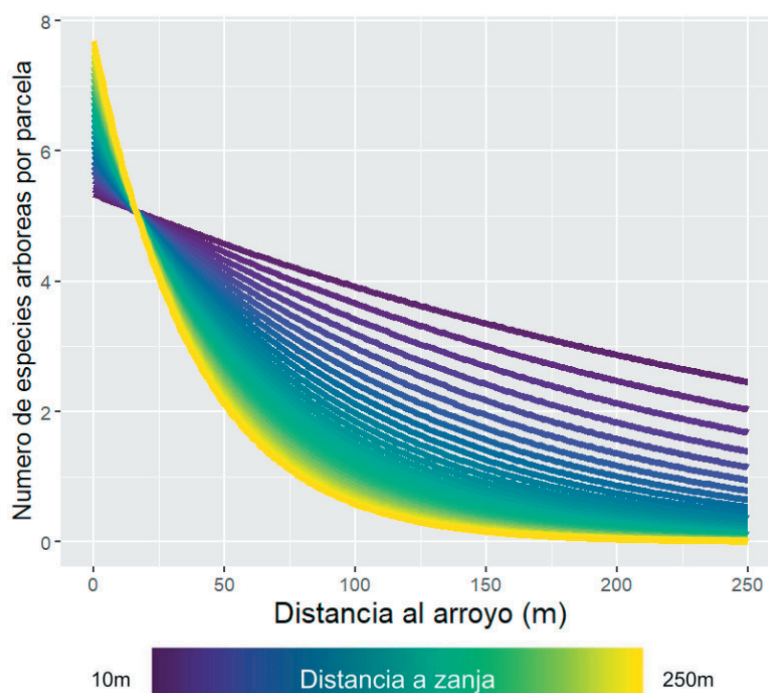


Figura 2. Número -estimado según un modelo lineal generalizado- de especies arbóreas en parcelas de 5x5 m, en relación con las distancias (en metros) al arroyo más cercano y la zanja más cercana en el Delta Frontal del río Paraná.

Figure 2. Estimated number- according to a generalized linear model- of tree species in plots of 5x5 m, in relation to the distances (in meters) to the nearest stream and the nearest ditch in the frontal delta of the Paraná River.

La probabilidad de ocurrencia de *A. edulis*, *M. parvula*, *M. alba* y *Populus* sp. se asoció tanto a la distancia a los arroyos como a la distancia a las zanjas, y la probabilidad de *P. stelligerum*, *C. byssaceus* y *Salix* sp. solo a la distancia a los arroyos. Para *A. edulis* y *M. parvula*, las dos especies arbóreas nativas típicas del monte blanco, la interacción entre las variables fue significativa (Figura 3a, b). Para cualquier valor de distancia a la zanja, la probabilidad de ocurrencia disminuyó con la distancia al arroyo, aunque esta tendencia fue más acentuada en sitios alejados de las zanjas. A su vez, la probabilidad de ocurrencia de estas especies conforme nos alejamos de la zanja tuvo tendencias opuestas según la distancia al arroyo. Para *A. edulis*, con distancias al arroyo mayores a 12 m, la probabilidad de ocurrencia disminuyó a medida que la distancia a la zanja fue mayor; sin embargo, aumentó cuando las distancias al arroyo fueron menores a 12 m. Por su parte, *M. parvula* mostró una respuesta similar, aunque este cambio en la tendencia se dio a partir de los 23 m de distancia al arroyo.

Las especies arbóreas típicas de los bosques de albardón dominados por especies exóticas

(Figura 3c, d) presentaron patrones diferentes. Para *M. alba*, la interacción entre las variables fue negativa, y la disminución de su probabilidad de ocurrencia con la distancia al arroyo fue más acentuada lejos de las zanjas que cerca de las mismas (Figura 3d). Por su parte, *L. sinense* no tuvo una relación significativa con ninguna de las variables explicativas, aunque presentó un P-valor de 0.06 en relación con el parámetro de distancia al arroyo, observándose una tendencia al decrecimiento de la probabilidad de ocurrencia al aumentar la distancia.

Las especies típicas de ceibal (Figura 3e, f) no presentan una dependencia significativa ni con la distancia al arroyo ni con la distancia a la zanja. Las especies herbáceas típicas de pajonal (Figura 3g,h) presentaron una asociación positiva con la distancia al arroyo. Respecto a la zanja, se observó una tendencia al incremento de la probabilidad de ocurrencia con la distancia; sin embargo, este efecto no fue significativo.

Para las especies cultivadas (Figura 3i,j), la probabilidad de ocurrencia depende en ambos casos de la distancia al arroyo, aunque con tendencias opuestas. Para *Salix*

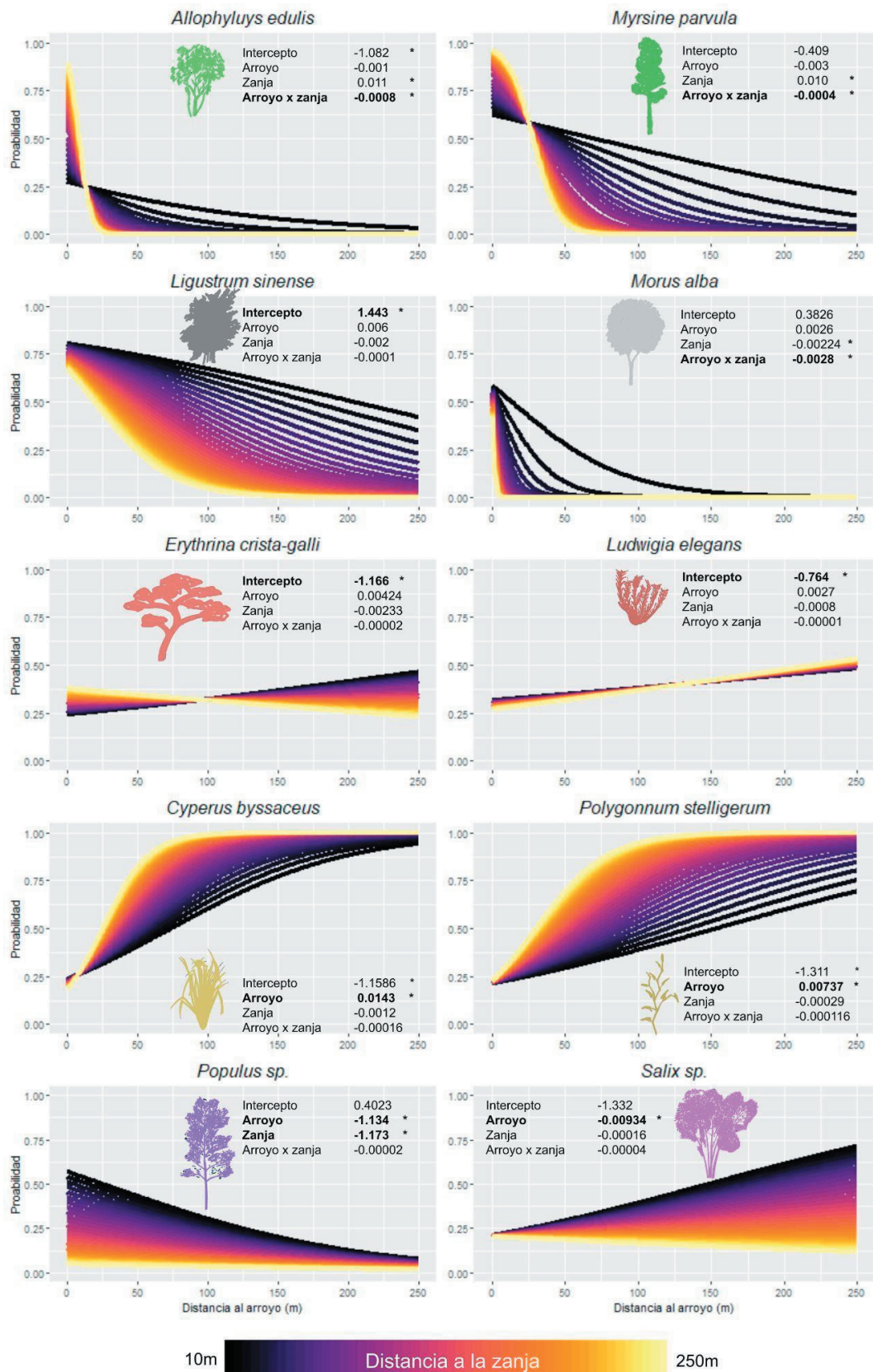


Figura 3. Parámetros de los modelos lineales generalizados y probabilidad de ocurrencia predicha —según estos modelos— de especies vegetales representativas del Delta del Paraná en relación con la distancia al arroyo más cercano y con la zanja más cercana. * Indica que el P-valor asociado a los coeficientes del modelo es menor a 0.05.

Figure 3. Parameters of the generalized linear models and predicted probability of occurrence —according to these models— of representative plant species of the Paraná Delta in relation to the distance to the nearest stream and to the nearest ditch. * Indicates that the P-value associated with the model coefficients is less than 0.05.

sp., esta relación fue positiva, mientras que para *Populus* sp. la relación fue negativa. Además, para ambas especies se observó una tendencia a la disminución de la probabilidad de ocurrencia con el incremento de la distancia a la zanja; esta asociación fue significativa solo para el álamo (*Populus* sp.).

DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo nos permiten entender más la distribución de las especies vegetales en el Delta Frontal y mejorar la interpretación de la vegetación en esta unidad de paisaje. En particular, nuestros resultados muestran que las zanjias de drenaje construidas para desarrollar actividades productivas constituyen un elemento clave para entender la distribución actual de la vegetación deltaica. Para integrar nuestros resultados a las descripciones bibliográficas previas, elaboramos la Figura 4, en la cual se representan algunos escenarios característicos del paisaje deltaico. En ella mostramos cómo además de la geomorfología, la presencia de zanjias puede condicionar el patrón de distribución de las especies. El escenario I (Figura 4) representa un sector natural de las islas en el que el patrón de distribución de las comunidades naturales está condicionado sobre todo por la geomorfología (Kandus et al. 2004; Kandus et al. 2006). La implementación de actividades productivas, principalmente forestaciones, implicó construir zanjias y reemplazar la vegetación originaria por cultivos, una situación que se representa en el escenario III, donde se identifican dos situaciones (transectas). En estos ambientes se desarrolla vegetación espontánea bajo el dosel forestal (Bazylenko et al. 2022). Como se reportó previamente, si la actividad forestal es abandonada, ocurren procesos de sucesión secundaria que derivan en la formación de comunidades vegetales con distintos niveles de participación de especies nativas (Kandus et al. 1999; Kalesnik et al. 2011; Sirolli et al. 2021). Nuestros resultados muestran que este proceso sucede de manera diferenciada en sitios cercanos y lejanos a los arroyos y las zanjias. En algunos casos, estas comunidades alcanzan gran similitud con las comunidades originarias. Valli y Adamoli (1990) observaron

que la vegetación de las forestaciones de sauce abandonadas es reemplazada en su estructura y composición por especies propias del pajonal. Por su parte, en un trabajo previo realizado en el área de estudio se encontraron comunidades similares a las originarias del Delta Frontal en sitios con abandono de actividades productivas (Bazylenko et al. 2022). El escenario II representa la situación en la que las forestaciones bajo la modalidad de zanja abierta fueron abandonadas antiguamente. A una situación como la del escenario II no se llega inmediatamente después del abandono, sino que hay un lapso en el cual se desarrolla la sucesión. De hecho, la mayoría de las situaciones observadas a campo corresponden a situaciones intermedias, dentro de un gradiente temporal del cual los escenarios II y III son los extremos.

La distribución de la vegetación en relación con la distancia con los arroyos sigue este patrón: los sitios cercanos a los arroyos presentan una mayor riqueza de especies arbóreas y una mayor ocurrencia de álamo forestal y de especies típicas de los bosques de albardón (*A. edulis*, *M. parvula*, *M. alba*), mientras que los sitios alejados presentan una ocurrencia mayor de sauce forestal y de especies típicas del pajonal (i.e., *C. byssaceus*, *P. stelligerum*). Este patrón es consistente con las descripciones sobre la relación de la distribución de las comunidades vegetales (Burkart 1957; Malvárez 1999; Kandus et al. 2006) y los cultivos forestales (Galafassi 2005) con la geomorfología deltaica. Los sitios aledaños a los arroyos se encuentran en posiciones topográficamente elevadas y menos inundables debido a la formación de albardones fluviales. Allí se desarrollan bosques de albardón, caracterizados por una alta riqueza de especies arbóreas; son los ambientes elegidos para forestar con álamo debido a que este género posee una tolerancia relativamente baja a las inundaciones. Por su parte, los sitios alejados de los arroyos son topográficamente más bajos; allí se encuentran pajonales dominados por *C. byssaceus* y, en caso de incorporar estos terrenos a la actividad forestal, suelen ser plantados con sauce (Figura 4). Las únicas especies que no mostraron una asociación marcada con la distancia a los

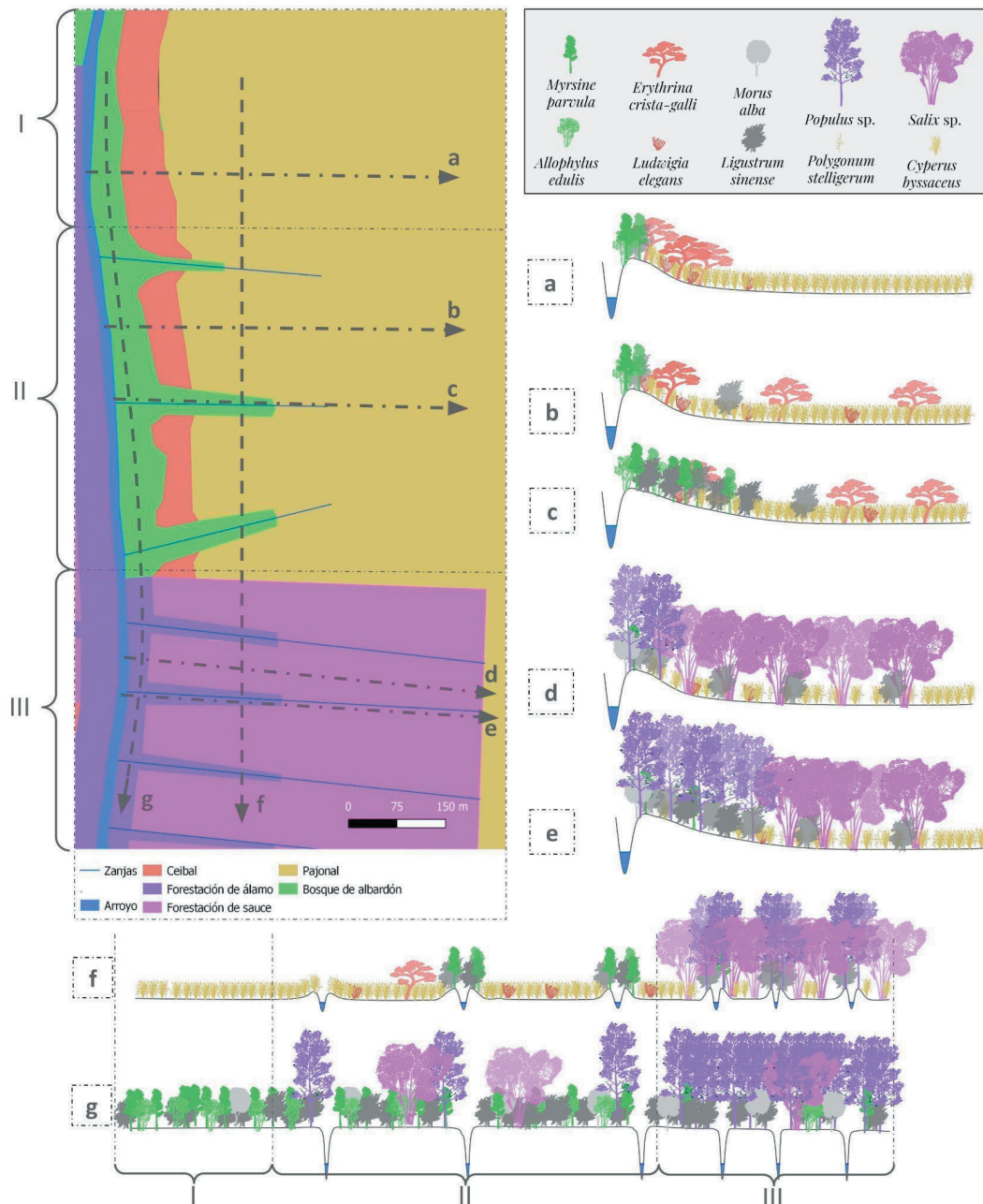


Figura 4. Representaciones en planta e ideogramas de diferentes escenarios de transformación del paisaje mediante construcción de zanjas. Vistas en planta. I) Sector insular natural sin construcción de zanjas. II) Sector insular con construcción de zanjas y un abandono antiguo de actividades productivas. III) Sector insular con construcción de zanjas y actividad forestal activa. Ideograma de transecta a) perpendicular al curso fluvial en un sector con vegetación natural; b) perpendicular a un arroyo, alejada de una zanja, en un sector con zanjas y abandono antiguo de las actividades productivas; c) perpendicular a un arroyo, alejada a una zanja, en un sector con abandono antiguo de las actividades productivas; d) perpendicular a un arroyo, alejada de una zanja, en un sector con actividad forestal activa; e) perpendicular al arroyo, alejada a una zanja, en un sector con actividad forestal activa; f) paralela y alejada de un arroyo, y g) paralela y alejada a un arroyo.

Figure 4. Plan and ideogram representations of different scenarios of landscape transformation through trench construction. Plan views. I) Natural island sector without ditch construction. II) Island sector with ditch construction and a former abandonment of productive activities. III) Island sector with ditch construction and active forestry activity. Ideogram of transect a) perpendicular to the river course in a sector with natural vegetation; b) perpendicular to a stream, away from a ditch, in a sector with ditches and old abandonment of productive activities; c) perpendicular to a stream, adjacent to a ditch, in a sector with old abandonment of productive activities; d) perpendicular to a stream, away from a ditch, in a sector with active forestry activity; e) perpendicular to the stream, adjacent to a ditch, in a sector with active forestry activity; f) parallel and away from a stream, and g) parallel and adjacent to a stream.

cursos fluviales fueron las características del ceibal (i.e., *E. crista-galli* y *L. elegans*) y *L. sinense*. Este resultado es consistente con lo reportado por Kandus y colaboradores (1999), quienes proponen que luego del abandono de forestaciones originalmente ubicadas en ceibales o pajonales, tienden a formarse pajonales con leñosas (Figura 4, transectas b y c).

El patrón general descrito varía dependiendo de la distancia a las zanjás de drenaje. En los sitios alejados de las zanjás (Figura 4, transectas b y d), la riqueza de especies arbóreas y la ocurrencia de especies características de los bosques de albardón desciende a medida que aumenta la distancia al arroyo. En los entornos de las zanjás también se registran estos descensos, pero son mucho menos pronunciados (Figura 4, transectas c y e). Este resultado sugiere que en zonas inundables, alejadas de los arroyos, las márgenes de las zanjás presentan condiciones de menor estrés por anegamiento. Bajo estas condiciones se da el desarrollo de vegetación menos tolerante a las inundaciones, como la de los bosques de albardón. Esto conlleva un incremento en la riqueza de especies arbóreas y permite la ampliación del área de distribución de estas especies hacia sitios de la isla que no ocuparían en condiciones naturales (Figura 4, transecta f). Una posible explicación a este fenómeno es que los sitios aledaños a las zanjás son topográficamente más elevados debido al movimiento de sustrato que se da durante la construcción de las zanjás (Galafassi 2005) y presentan un descenso del nivel freático (Phillips et al. 2010). Ambos factores podrían actuar disminuyendo el estrés por anegamiento y facilitando la supervivencia en sitios anegables de especies menos tolerantes a las inundaciones (Roig et al. 1999). Nótese que sobre los albardones, donde el estrés por inundabilidad es más bajo y donde la vegetación leñosa se desarrolla naturalmente, no se observó este efecto facilitador de las zanjás para el desarrollo de este tipo de vegetación.

Por el contrario, en sitios cercanos a los arroyos encontramos que la riqueza de especies arbóreas y la ocurrencia de especies nativas características de los bosques de albardón (i.e., *A. edulis* y *M. parvula*) aumenta cuando es mayor la distancia a las zanjás. Por su parte, la ocurrencia de especies exóticas características de los bosques de albardón o bien tiene la tendencia opuesta, como en

el caso de *M. alba*, o es independiente de la distancia a las zanjás, como en el caso de *L. sinense*. Además, la ocurrencia de álamo forestal es mayor en sitios cercanos a las zanjás en relación con sitios alejados (Figura 4, transecta g). En este ambiente, la presencia de zanjás puede estar asociada al grado de actividad antrópica. En algún momento, los sitios con zanjás fueron sometidos a una intensa actividad antrópica tanto para su construcción como para el manejo forestal. La alta ocurrencia de álamo forestal en sitios aledaños a las zanjás evidencia que allí la actividad forestal aún se mantiene o bien fue abandonada hace poco. Lo observado en este trabajo es consistente con lo reportado por Sirolli et al. (2021), quienes sostienen que los bosques de albardón sometidos a disturbios propios de la actividad forestal, o con poco tiempo de desarrollo de vegetación espontánea, suelen tener una menor riqueza de especies arbóreas y una menor abundancia de especies nativas en relación con los sitios abandonados.

La evidencia sobre la dinámica sucesional de los bosques de albardón existente hasta el momento sugiere que en tanto se mantenga la actividad forestal o tras un período de abandono breve, se genera un sotobosque dominado por especies exóticas con especies nativas como acompañantes (Kalesnik et al. 2011). Conforme el tiempo de abandono se hace más extenso, se da un enriquecimiento en especies nativas que permite el desarrollo de bosques mixtos de gran similitud al monte blanco (Sirolli et al. 2021; Bazylenko et al. 2022). Los resultados del presente trabajo sugieren que este proceso podría no solo darse en los albardones fluviales (donde originalmente se encontraba monte blanco), sino que también se podría extender a las márgenes de las zanjás, formando bosques paralelos a estas estructuras. Este tipo de patrones también se observó en otros humedales con zanjás de drenaje en desuso (Fisher et al. 1996). Dado que las zanjás son estructuras lineales y a menudo perpendiculares a los arroyos, la configuración espacial resultante de los bosques se caracteriza por una faja de bosque de albardón, cercano al arroyo que se extiende hacia los interiores de las islas de manera lineal, perpendicular a los arroyos y paralela a las zanjás como se ilustra en el escenario II (Figura 4).

Este trabajo presenta algunas limitaciones metodológicas que consideramos pertinente

explicitar. En primer lugar, el área de estudio está localizada en un sector representativo, aunque acotado, del Delta Frontal. Entendemos que en sectores ubicados más cerca del estuario Río de la Plata pueden existir diferencias por el menor grado de consolidación de las islas y por el bajo nivel de transformación de estas por trazado de zanjás. Las islas de esos sectores presentan albardones menos desarrollados, ceibales más extensos hacia el interior —e, incluso, en algunos casos, embalsados—, estando estas comunidades ausentes en el área de estudio de este trabajo. En segundo lugar, el tamaño de parcela utilizado puede ser pequeño para describir atributos como la riqueza de especies arbóreas en comunidades boscosas. La elección de ese tamaño se debe por un lado al hecho de que el ancho de los sitios topográficamente elevados sobre las márgenes de las zanjás es acotado, generalmente menor a los 10 m, y, en consecuencia, es necesario utilizar un área de muestreo estrecha para no abarcar en una misma parcela situaciones ambientales diferentes. Por otro lado, se buscó un compromiso para abarcar con una misma unidad de muestreo especies herbáceas (para las cuales se suelen utilizar tamaños de parcela de muestreo menores) y arbóreas.

La persistencia a lo largo del tiempo de las especies características de los bosques de albardón en sitios cercanos a las zanjás dependería de la dinámica sedimentaria de las zanjás y de su interacción con la hidrología local. Algunos autores plantean que tras el abandono de la actividad forestal las zanjás tienden a colmatarse y pierden su eficiencia en la regulación de la profundidad del nivel freático, retornando a las condiciones de mayor anegabilidad original (Fisher et al. 1996). En concordancia con esto, Valli y Adamoli (1990) evidenciaron que la colmatación de las zanjás en el Delta del Paraná produce una pérdida en la cobertura de las especies forestales y un reemplazo por especies típicas de pajonal en forestaciones con más de 30 años de abandono. En este contexto, la persistencia de las especies arbóreas de albardón en las márgenes de las zanjás podría estar acotada al tiempo de funcionamiento de las zanjás o a la persistencia de sitios topográficamente positivos en sus márgenes. Sin embargo, este lapso sería relativamente prolongado, dado que muchos de los ejemplares registrados en esta situación durante el muestreo presentaron tamaños correspondientes a individuos adultos, con desarrollo de flores y frutos. En otras regiones de humedales se reportó que esto puede ser

favorable para la persistencia de las especies en el paisaje (Rasran and Vogt 2017).

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo muestran que la construcción de zanjás para la actividad productiva afecta a la distribución de algunas especies características del Delta Frontal. En consecuencia, las zanjás constituyen un factor relevante para entender la configuración del paisaje en el Delta Frontal. En particular, las zanjás modificaron las condiciones ambientales de los sectores más inundables de las islas. Nuestros resultados muestran que en estos sectores, las márgenes de las zanjás pueden albergar especies características de los bosques de albardón. Por lo tanto, si bien el desarrollo de las actividades forestales afecta de manera negativa a las especies típicas del monte blanco, al mismo tiempo puede ampliar temporalmente la superficie donde estas pueden desarrollarse, al generar ambientes aptos en las cercanías de las zanjás de drenaje. Si estos sistemas no son sometidos a la eliminación de la vegetación, es posible que estos sitios sean ocupados por bosques de albardón ricos en especies nativas. El monte blanco es la comunidad más amenazada y menos representada de la región, y está muy degradada en los albardones. En este sentido, el entorno de las zanjás en los ambientes inundables del interior de las islas puede tener un rol importante en la persistencia y la recuperación de esta comunidad, dado que permite que sobrevivan especies típicas de monte blanco en mayor extensión.

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a La Municipalidad de San Fernando y al cuerpo de guardaparques de la Reserva de Biosfera Delta del Paraná, en particular a Juan Herrera, Mariano Tortarolo y Andrey Cetcherbine por el apoyo logístico en las actividades de campo. A Mariano Ramello por la orientación en el trabajo de campo y el intercambio de ideas en torno a la vegetación deltaica. Agradecemos especialmente a Patricia Kandus, editora de EA, que con sus críticas y comentarios permitió enriquecer sustancialmente este artículo, así como a Paula Pratalongo y un revisor anónimo, por sus valiosas sugerencias. Este trabajo está dedicado a Fabio Alberto Kalesnik (1966-2017), docente e investigador de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires, cuyo apoyo, confianza y orientación durante los primeros pasos de este proyecto fueron esenciales.

REFERENCIAS

- Anton A. M., and F. O. Zuloaga. 2023. Flora Argentina. URL: floraargentina.edu.ar.
- Asselen, S. V., P. H. Verburg, J. E. Vermaat, and J. H. Janse. 2013. Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloS ONE* 8(11):e81292. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081292>.
- Bazylenko, A., H. Sirolli, and S. A. Torrella. 2022. Caracterización de la vegetación en sitios con evidencias de antropización en el Delta Frontal del Río Paraná. *Darwiniana*, nueva serie 10(2):365-387. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2022.102.1041>.
- Burkart, A. 1957. Ojeada sinóptica sobre: La vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana* 11(3):457-561.
- Casanova, M. T., and M. A. Brock. 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147:237-250. <https://doi.org/10.1023/A:1009875226637>.
- Coleman, J. M., O. K. Huh, and D. Braud. 2008. Wetland loss in world deltas. *Journal of Coastal Research* (24):1-14. <https://doi.org/10.2112/05-0607.1>.
- 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(10) 934-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>.
- D'Onofrio, E. E., M. M. Fiore, and J. L. Pousa. 2008. Changes in the regime of storm surges at Buenos Aires, Argentina. *Journal of Coastal Research* (24):260-265. <https://doi.org/10.2112/05-0588.1>.
- Fluet-Chouinard, E., B. D. Stocker, Z. Zhang, A. Malhotra, J. R. Melton, B. Poulter, et al. 2023. Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature* 614(7947):281-286. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>.
- Fisher, A. S., G. S. Podniesinski, and D. J. Leopold. 1996. Effects of drainage ditches on vegetation patterns in abandoned agricultural peatlands in central New York. *Wetlands* 16:397-409. <https://doi.org/10.1007/BF03161329>.
- Galafassi, G. 2005. La Pampeanización del Delta: Sociología e historia del proceso de transformación productiva, social y ambiental del bajo Delta del Paraná. Primera edición, Ediciones Extramuros, Buenos Aires, Argentina.
- Harris, J. G., and M. W. Harris. 2001. Plant identification terminology. Second edition. Spring Lake Publishing, Utah, USA.
- Hartig, F. 2022. DHARMa: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level /mixed) regression models. R package version 0.4.5. URL: florianhartig.github.io/DHARMa/.
- Jukaine, L. J., H. Vasander, and R. Laiho. 1995. Long-Term Effects of Water Level Drawdown on the Vegetation of Drained Pine Mires in Southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32(4):785-802. <https://doi.org/10.2307/2404818>.
- Kalesnik, F. A., P. Aceñolaza, M. Hurtado, and J. Martínez. 2011. Relationship between vegetation of the levee neoecosystems and environmental heterogeneity in the Lower Delta of the Paraná River, Argentina. *Water and Environment Journal* 25(1):88-98. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00196.x>.
- Kalesnik, F. A., L. Valles, R. D. Quintana, and P. Aceñolaza. 2008. Parches Relictuales de Selva en Galería (Monte Blanco) en la región del Bajo Delta del Río Paraná. *INSUGEO Miscelanea* 17:169-191.
- Kandus, P., H. Karszenbaum, and L. Frulla. 1999. Land cover classification system for the Lower Delta of the Paraná River (Argentina): Its relationship with Landsat Thematic Mapper spectral classes. *Journal of Coastal Research* 15(4): 909-926. URL: [jstor.org/stable/4299011](https://www.jstor.org/stable/4299011).
- Kandus, P., A. I. Malvárez, and N. Madanes. 2003. Estudio de las comunidades de plantas herbáceas de las islas bonaerenses del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana* 41(1-4):1-16. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2014.411-4.201>.
- Kandus, P., and A. I. Malvárez. 2004. Vegetation patterns and change analysis in the lower delta islands of the Paraná River (Argentina). *Wetlands* 24(3):620-632. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0620:VPACAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0620:VPACAI]2.0.CO;2).
- Kandus, P., R. D. Quintana, and R. F. Bo. 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de ambientes. Primera edición. Pablo Casamajor, Buenos Aires, Argentina.
- Kandus, P., P. Minotti, N. S. Morandeira, and M. P. Gayol. 2019. Inventario de Humedales de la Región del Complejo Fluvio-Litoral del Bajo Paraná. Pp. 201. Buenos Aires. Fundación Humedales.
- Keddy, P. A. 2010. Wetland ecology: principles and conservation. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778179>.
- Lu, T., K. Ma, Y. Zhang, H. Ni, and B. Fu. 2009. Species similarity - distance relationship in wetlands: effect of disturbance intensity. *Polish Journal of Ecology* 57(4):647-657.
- Malvárez, A. I. 1999. El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. Pp. 32-50 en A. I. Malvárez (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamérica. UNESCO. Montevideo, República Oriental del Uruguay.
- Misch, J. M., and J. G. Gosselink. 2015. Human Impacts and Management of Wetlands. Pp. 477-502 en G. Misch, J. M. and J. G. Gosselink (eds.). *Wetlands*. Fifth Edition, John Wiley and Sons, Inc. Hooken, New Jersey.
- Paal, J., I. Jürjendal, A. Suija, and A. Kull. 2016. Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires and Peat* 18: 1-19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.183>.
- Phillips, B. D., R. W. Skaggs, and G. M. Chescheir. 2010. A method to determine lateral effect of drainage ditch on wetland hydrology: Field testing. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 53(4):1087-1096. <https://doi.org/10.13031/2013.32599>.
- Pratolongo, P., P. Kandus, and M. M. Brinson. 2007. Net aboveground primary production and soil properties of floating and attached freshwater tidal marshes in the Río de la Plata estuary, Argentina. *Estuaries and Coasts* 30: 618-626. <https://doi.org/10.1007/BF02841959>.

- R Core Team 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: r-project.org.
- Rasran, L., and K. Vogt. 2017. Ditches as species-rich secondary habitats and refuge for meadow species in agricultural marsh grasslands. *Applied Vegetation Science* 21(1):21-32. <https://doi.org/10.1111/avsc.12337>.
- Roy, V., P. Bernier, A. P. Plamondon, and J. C. Ruel. 1999. Effect of drainage and microtopography in forested wetlands on the microenvironment and growth of planted black spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 563-574. <https://doi.org/10.1139/x99-024>.
- Roy, V. A., P. Plamondon, and P. Y. Bernier. 2000. Draining forested wetland cutovers to improve seedling root zone conditions. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15:58-67. <https://doi.org/10.1080/02827580050160475>.
- Sirolli, H. 2018. Regeneración de especies nativas en los bosques de albardón del Delta Frontal del río Paraná (Buenos Aires, Argentina). Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina. Pp. 147.
- Sirolli, H., S. Torrella, and F. A. Kalesnik. 2021. Composición y estructura de los bosques de albardón del delta frontal del río Paraná, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92:e923558. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3558>.
- Tousignant, M., S. Pellerin, and J. Brisson. 2010. The relative Impact of Human Disturbances on Vegetation of a Large Wetland Complex. *Wetlands* 30:333-334. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0019-9>.
- Valk, A. G. V. D. 2005. Water-level fluctuations in North American prairie wetlands. *Hydrobiologia* 539:171-188. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-4866-3>.
- Valli, S., and J. Adamoli. 1990. Freshwater marsh recovery in abandoned afforestation in the Paraná river delta. *En* J. Adamoli and A. I. Malvárez (eds.). *Condiciones ambientales y bases para la formulación de alternativas productivas y ocupacionales en la Región Delta*. Technical report UBACyT No. 135.
- Watt, S. C. L., E. García-Berthou, and L. Vilar. 2007. The influence of water level and salinity on plant assemblages of a seasonally flooded Mediterranean wetland. *Plant Ecology* 189:71-85. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9167-7>.
- Webb, J. A., E. Wallis, and M. J. Stewardson. 2012. A systematic review of published evidence linking wetland plants to water regime components. *Aquatic Botany* 103:1-14. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.06.003>.