

Neo-humedales en las llanuras agrícolas del Chaco Seco-Espinal argentino: ¿Cómo son, dónde se originan y qué hacer con ellos?

YÉSICA R. DIAZ[✉]; ESTEBAN G. JOBBÁGY & VICTORIA A. MARCHESINI

¹ Grupo de Estudios Ambientales-IMASL, Universidad Nacional de San Luis y CONICET. San Luis, Argentina.

RESUMEN. En las últimas décadas, la transformación de los sistemas ecológicos dio lugar a la formación de 'neo-ecosistemas'. En las llanuras del Chaco Seco-Espinal argentino, la expansión agrícola en reemplazo de bosques, arbustales y pastizales naturales ha generado excedentes hídricos, lo que favoreció la formación de neo-humedales caracterizados por un aumento de los niveles freáticos, anegamiento y salinización. En este trabajo nos proponemos describir los neo-humedales del Chaco Seco-Espinal argentino y los factores que favorecen su formación, tomando como caso de estudio la cuenca de El Morro en la provincia de San Luis. A través de una búsqueda bibliográfica describimos las características de los sistemas que propician la formación de neo-humedales en el Chaco Seco-Espinal. Por otra parte, realizamos un análisis temporal de imágenes de alta resolución a partir del cual caracterizamos los neo-humedales de un sitio específico, la cuenca de El Morro, en la provincia de San Luis. Encontramos que en los últimos 13 años los neo-humedales triplicaron su extensión, cubriendo el 15% de la parte baja de la cuenca donde la salinización ha sido más extendida. Los neo-humedales de la cuenca presentaron valores de actividad de la vegetación (NDVI-LANDSAT) menor a los bosques circundantes (0.44 ± 0.04 vs. 0.35 ± 0.09), pero similar al de los cultivos anuales (neo-humedales 0.35 ± 0.09 y cultivos 0.37 ± 0.13). Comparados con estos últimos, los neo-humedales mostraron estaciones de crecimiento más largas (241 ± 54 días vs. 194 ± 54 días, para neo-humedales y cultivos, respectivamente), evidenciando revegetación con especies tolerantes a las nuevas condiciones ambientales. Finalmente, proponemos algunas pautas para la restauración y utilización de estos sistemas mediante diversos manejos que permitan recuperar su funcionalidad y su valor ecológico-productivo.

[Palabras clave: salinización secundaria, ecidrología, restauración ecológica, *Tamarix*]

ABSTRACT. **New saline wetlands in the dry agricultural plains of Argentina: how they are, where do they occur and what to do with them?** In the last decades and as a result of the rapid transformation of the terrestrial ecosystems, a new category called 'neo-ecosystems' has emerged. In the dry plains of Argentina, the agricultural expansion replacing forests, woodlands and natural grasslands has generated water surpluses at the regional scale. This water excess has favoured the development of neo-wetlands characterized by shallow water tables, frequent waterlogging and progressive salinization. In this work, we characterize these neo-ecosystems that spontaneously occupy these degraded environments by reviewing bibliography in the Dry Chaco-Espinal area and by taking the El Morro basin in the province of San Luis as a case of study. Through a temporal analysis of high-resolution images, we found that in the last 13 years, the neo-wetlands of the El Morro basin have tripled their extension, covering more than 15% of the lower basin, mainly in depressed areas of the landscape where salinization has been more widespread. These neo-wetlands showed lower NDVI-LANDSAT values than the surrounding forests (0.44 ± 0.04 vs 0.35 ± 0.09) but similar to the annual crops (neo-wetlands 0.35 ± 0.09 and crops 0.37 ± 0.13). Compared to the crops, the neo-wetlands presented longer growing seasons (241 ± 54 days vs. 194 ± 54 days, for neo-wetlands and crops, respectively), showing revegetation with saline tolerant species adapted to the new environment. Finally, we propose guidelines for the restoration and use of these neo-ecosystems in order to recover their functionality but also their ecological-productive value.

[Keywords: dryland salinity, ecydrology, ecological restoration, *Tamarix*]

INTRODUCCIÓN

A escala global, los cambios ocurridos tanto en la esfera social como económica han impulsado modificaciones profundas en los ecosistemas. El factor humano emerge como uno de los principales responsables del aumento de la tasa de cambio en los sistemas ecológicos, y debido a la magnitud, la velocidad y la variedad de estas intervenciones, al tiempo presente se lo conoce como Antropoceno (Crutzen 2006). En el Antropoceno, los sistemas ecológicos alterados directa o indirectamente por las actividades humanas dieron lugar a la formación de nuevos sistemas definidos como 'sistemas emergentes' (Milton 2003), 'ecosistemas novedosos' (Chapin and Starfield 1997) o 'neo-ecosistemas' (Lugo 2015).

Los neo-ecosistemas presentan una combinación y abundancia relativa de especies y condiciones ambientales que son el resultado directo de alteraciones humanas, intencionales o no. Estas intervenciones pueden afectar las condiciones ambientales, como los regímenes hídricos, climáticos o edafológicos, y a los factores bióticos, lo que resulta en procesos tales como la invasión y la extinción local de especies (Hobbs et al. 2009). Entre las características más importantes de estos nuevos sistemas figuran: a) la novedad, respecto a su combinación de especies, sus patrones de funcionamiento o sus condiciones ambientales, b) la impronta humana, como resultado de la acción o intervención del ser humano, y c) la autosostenibilidad, definida por su capacidad de persistir aun cuando las acciones o intervenciones antrópicas dejan de estar presentes (Hobbs et al. 2006). Dado el valor ambiental y social de los neo-ecosistemas y el escaso conocimiento sobre sus estructuras y funciones, es importante considerar su estudio, teniendo en cuenta su persistencia, transformación a largo plazo y la necesidad de entender el rol de las especies que se establecen en estos sistemas (Lugo 2015).

Entre los agentes de cambio de mayor relevancia ocurridos en las últimas décadas por intervención humana surge la expansión agrícola desde las regiones más húmedas hacia las zonas más secas. Si bien esta expansión permitió aumentar la producción y satisfacer la demanda creciente de alimentos, implicó la deforestación y la conversión masiva de ecosistemas naturales a una matriz cultivada con predominio de especies anuales (Grau et al. 2005). Entre los resultados más inmediatos de esta transformación de bosques a cultivos

aparece la fragmentación de los paisajes y la simplificación de sus estructuras (Gasparri and Grau 2009), lo que condujo a la pérdida de biodiversidad (Andrade-Díaz et al. 2019), al aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (Baumann et al. 2017) y a cambios en la dinámica ecohidrológica (Gordon et al. 2008).

En Argentina, el avance agrícola de las últimas décadas ocurrió en parte en perjuicio de los bosques secos, con tasas de deforestación asociadas principalmente a la incorporación del cultivo de soja (Aizen et al. 2009). Una de las consecuencias más drásticas del reemplazo de los bosques por cultivos de ciclos cortos fue la modificación del balance hidrológico dado por la reducción de la evapotranspiración (ET), el uso estacional del agua y el reemplazo de vegetación nativa con raíces profundas por vegetación cultivada de raíces más superficiales (Jobbágy et al. 2008). Los excesos hídricos resultantes (mayor disponibilidad de agua y menor ET) se tradujeron en el mediano y largo plazo en la formación de nuevos ambientes caracterizados por napas freáticas someras, anegamiento y salinización secundaria (Marchesini et al. 2017), resultando en lo que conocemos como 'neo-humedales'. Los neo-humedales de Argentina fueron favorecidos por el cambio hidrológico que acompañó al avance de la agricultura sobre los bosques secos, y luego por la interrupción de la agricultura y el abandono de las zonas más afectadas por anegamiento y salinización (Jobbágy et al. 2021b).

'DRYLAND SALINITY' EN TIERRAS DE SECANO

La salinización se manifiesta principalmente en regiones áridas y semiáridas del mundo. Puede originarse por factores relacionados con las características propias del suelo (roca parental), la geografía (cercanía al mar), la topografía (relieve muy plano, depresiones sin salida al mar), el clima (precipitación inferior a la evapotranspiración potencial) y por factores antrópicos como las actividades relacionadas a la agricultura (riego con agua de baja calidad o drenaje deficiente, excesivo uso de fertilizantes) (Hillel 2000).

Uno de los tipos de salinización secundaria que se manifiesta principalmente en áreas no irrigadas, como consecuencia de la deforestación es llamada *dryland salinity* (Walker et al. 1999). Este tipo de salinización se ha observado en diversos lugares del mundo,

como por ejemplo en Australia, donde la tala masiva de bosques entre 1900-1950 (resultante del establecimiento del cinturón triguero de Western Australia) produjo la salinización de miles de hectáreas de tierras productivas (George et al. 1997). En Sudamérica, sin embargo, el reemplazo de bosques por cultivos o pasturas es relativamente reciente, así como la salinización secundaria asociada (Marchesini et al. 2017).

Los ambientes salinizados presentan afloramiento de sales en la superficie y aparición temporaria o permanente de espejos de agua con creciente grado de salinidad (Barrett-Lennard et al. 2003). La exposición a la salinidad repercute en el crecimiento y metabolismo de las plantas debido al incremento en la presión osmótica y al aumento en la concentración de iones (sodio, cloruros, sulfatos) que pueden acumularse causando toxicidad (Munns 2002). En los neo-humedales, las limitaciones impuestas por la salinidad y el anegamiento se manifiestan de manera conjunta, y los efectos en la vegetación también resultan de la combinación e intensidad de la exposición a estas condiciones (Barrett-Lennard and Shabala 2013).

La presencia de ambientes salino-anegados en un ambiente agrícola representa un área de posible degradación en términos de un menor valor productivo. Por esta razón, reconocer dónde se originan estos ambientes y conocer su funcionamiento ecohidrológico nos brindará herramientas para restaurarlos. Teniendo en cuenta la relevancia de los ambientes salino-anegados y su reciente avance, nos propusimos caracterizar los neo-humedales del Chaco Seco-Espinal y describir los factores que favorecen su formación, tomando como caso de estudio el proceso de anegamiento y salinización en la cuenca de El Morro, en la provincia de San Luis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Objeto de estudio

Los humedales ocupan 21.5% del territorio argentino y abarcan una gran diversidad de ambientes (Benzaquen et al. 2017). En el Inventario Nacional de Humedales se definió al humedal como un "ambiente que presenta agua superficial o subsuperficial de manera permanente o temporaria, cuyas características estructurales y funcionales están condicionadas por

aspectos hidrogeomorfológicos" (Kandus and Minotti 2018). Los humedales cumplen roles ecológicos importantes como reservorios de biodiversidad, atenuadores de erosión e inundaciones. La localización y las características de los humedales dependen del balance hídrico regional y de la geomorfología (relacionada con la capacidad de retener agua) (Kandus and Minotti 2018). Los humedales en el Chaco Húmedo son abundantes debido al balance hídrico positivo, mientras que los humedales del Chaco Seco son más escasos, tanto en número como en superficie (Ginzburg et al. 2005). Por su parte, los neo-humedales son resultado de la intervención antrópica en los ecosistemas principalmente por el cambio en el uso de la tierra.

Sitios de estudio

La región del Chaco Seco es una extensa llanura sedimentaria que abarca un amplio gradiente de precipitaciones y temperaturas. Hacia el oeste presenta un balance hídrico negativo por el escaso ingreso de agua por precipitación y las altas tasas de ET, con un índice de aridez <0.2 (Figura 1) (Trabucco and Zomer 2019). La vegetación es xerófila, con géneros característicos como *Aspidosperma quebracho blanco* y *Prosopis* sp. Por otro lado, el Espinal comprende una diversidad de climas, con déficit hídrico hacia el sur y oeste. En esta región del Espinal, los bosques secos de *Prosopis caldenia* se presentan actualmente en mosaicos heterogéneos y parcelas de cultivos (Morello et al. 2018).

Como caso de estudio, nos focalizamos en la cuenca de El Morro, en la provincia de San Luis, Argentina, localizada en el suroeste de la región del Espinal (Figura 1). En esta cuenca, la vegetación nativa fue reemplazada paulatinamente por pasturas y cultivos; actualmente, el uso agrícola-ganadero comprende un 77%, con predominio de cultivos de verano (soja, maíz), mientras que los bosques relictuales y las áreas salinizadas o afectadas por cursos de agua representan el 23% restante (Saenz et al. 2016). En las últimas décadas, en el área se observaron cambios hidrológicos a nivel superficial con el surgimiento de lagunas temporarias y permanentes y nuevos cursos de agua; en particular, la presencia del Río Nuevo; un curso de agua permanente sin precedentes en la zona, cuya apertura generó grandes incisiones, remoción y deposición de sedimentos (Figura 1) (Jobbágy et al. 2021b).

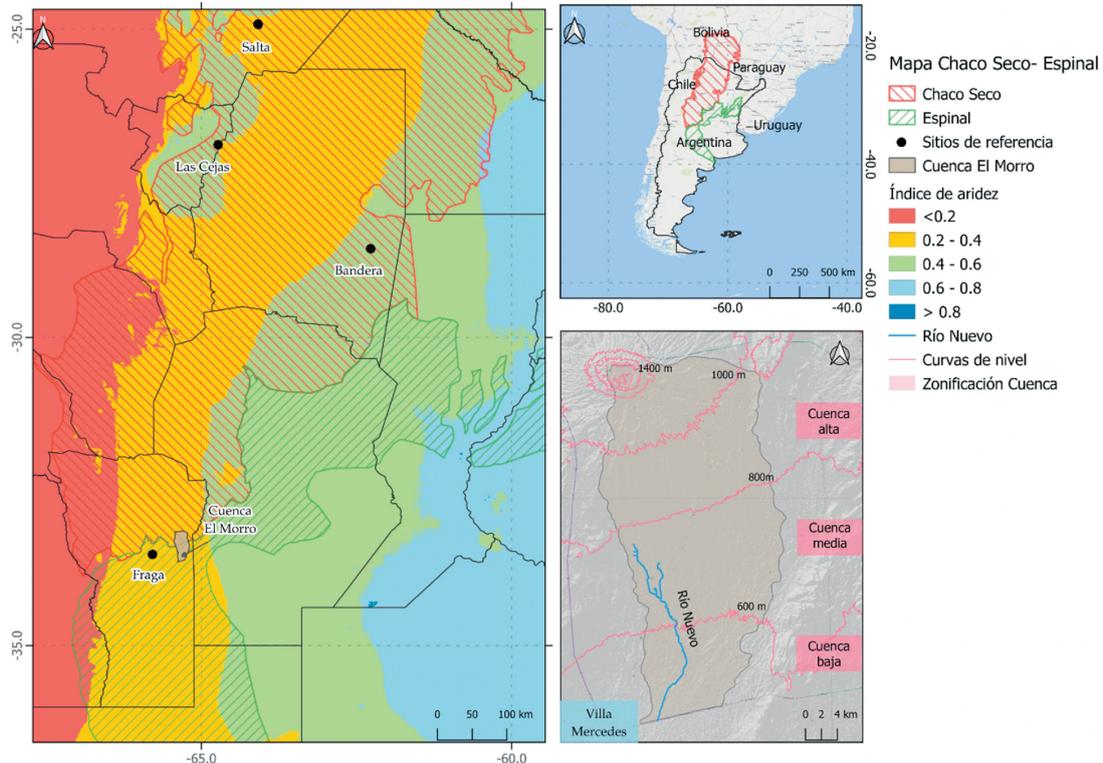


Figura 1. Mapa de Chaco Seco-Espinal argentino. La cuenca de El Morro, en la provincia de San Luis, y otros sitios con ascenso de nivel freático y salinización según referencias (círculos negros) (Santoni et al. 2010; Amdan et al. 2013; Giménez et al. 2016; Pereyra et al. 2020). En diferentes colores, el Índice de Aridez Global según Trabucco y Zomer (2019); valores <0.2 indican aridez marcada (Middleton and Thomas 1997). A la derecha arriba en color rojo, el Chaco Seco y en color verde, el Espinal. A la derecha abajo, mapa de la cuenca de El Morro con sus valores de altitud y zonificación de la cuenca según topografía (cuenca alta, media y baja). Demarcado en color azul, el Río Nuevo.

Figure 1. Map of the Argentinean Dry Chaco-Espinal. Map of the El Morro basin in San Luis province and other sites with water table raises and salinization according to references (black circles) (Santoni et al. 2010; Amdan et al. 2013; Giménez et al. 2016; Pereyra et al. 2020). In Different colors the Global Aridity Index according to Trabucco and Zomer (2019), values <0.2 indicate moderate to severe aridity (Middleton and Thomas 1997). On the top right, the Argentinean Dry Chaco is indicated in red and the Espinal in green. On the bottom right the El Morro sub-basins (upper, middle, and lower basin) and the Río Nuevo river.

La cuenca de El Morro comprende una superficie de 1232 km² en donde se pueden distinguir tres secciones altitudinales: la cuenca alta (600 km²), la cuenca media (475 km²) y la cuenca baja (157 km²), teniendo en cuenta la pendiente y los procesos de erosión superficial y sub-superficial de cada área (Jobbágy et al. 2015). La zona presenta un clima templado semiárido, con temperatura media anual de 15.7 °C. Las lluvias son estivales, con una media de 601 mm/año (Estación Meteorológica INTA Villa Mercedes). Los suelos se desarrollaron a partir de depósitos loésicos (~9000 años), siendo mayormente franco arenosos (Tripaldi and Forman 2007; Galván and Collado 2009).

Caracterización de neo-humedales mediante búsqueda bibliográfica

Se realizó una búsqueda bibliográfica para describir las características de los neo-

humedales y las condiciones que favorecen su formación. Se utilizaron los buscadores: *Scopus* y *Scholar Google*. Las palabras clave (en español e inglés) fueron "neo-ecosistemas, *dryland salinity*, salinización del suelo, anegamiento por salinidad y humedales" considerando el período 1990-2021 (Gómez Carella et al. 2019). Del resultado de esta búsqueda se seleccionaron 3534 artículos que contenían los términos relacionados con la temática. Esta búsqueda fue complementada con artículos de literatura 'gris': informes técnicos, capítulos de libros y actas de congreso para Argentina. Del total de trabajos para Argentina (93), se seleccionaron aquellos correspondientes a la región del Chaco Seco-Espinal (21). De estos trabajos se diferenciaron aquellos que caracterizaron los humedales de la región y aquellos que estudiaron los procesos relacionados con la dinámica de sales y con el balance hídrico.

Identificación de neo-ecosistemas en El Morro mediante imágenes de Google Earth

A partir de la inspección de imágenes de *Google Earth* se consideró como neo-humedales aquellos sitios con presencia de agua superficial, temporal o permanente presentes en la cuenca de El Morro. Se identificaron áreas oscurecidas que se diferencian del parche agrícola y que evidencian un nivel freático poco profundo. Los sitios salinizados se identificaron como áreas blanquecinas con una mayor reflectancia por la presencia de sales en superficie. La remoción y el traslado de sedimentos hacia las zonas bajas de la cuenca se identificaron como depósitos aluviales. Los límites espaciales de los parches fueron delimitados a partir de imágenes *Google Earth* de alta resolución. Se evaluó la evolución temporal de neo-humedales y depósitos aluviales para los años 2003, 2009, 2011, 2016 y 2018, en términos de superficie cubierta y su representatividad a nivel de la cuenca. La identificación de estos sitios se corroboró a campo a través de visitas a los sitios marcados y mediante consultas no sistemáticas a productores locales, estudiantes e investigadores de CONICET e INTA-Villa Mercedes.

Dinámica de la vegetación mediante NDVI

Se utilizó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para describir la dinámica de la vegetación de los neo-humedales de la cuenca de El Morro respecto de otros sistemas (bosques, cultivos, depósitos aluviales y cultivos salinizados). Este índice fue calculado a partir de imágenes LANDSAT 8 con una resolución espacial de 30x30 m. Se seleccionaron 12 imágenes por año para el período 2014-2019, descargadas utilizando *Google Earth Engine* (earthengine.google.com). Cuando hubo disponibilidad de dos imágenes por mes, se seleccionó la imagen con mejor calidad (menor porcentaje de nubosidad). En la cuenca media-baja de El Morro se identificaron y seleccionaron a partir de imágenes de *Google Earth* parches correspondientes a bosques (n parches=11, n° de píxeles promedio=213, área promedio=19.1 ha), cultivo (n parches=9, n° de píxeles promedio=465, área promedio=41.9 ha), cultivo salinizado (n parches=7, n° de píxeles promedio=309, área promedio=43 ha), depósitos aluviales (n parches=12, n° de píxeles promedio=566, área promedio=50.9 ha), humedales (n parches=19, n° de píxeles promedio=201, área promedio=18.1 ha) y

neo-humedales (n parches=19, n° de píxeles promedio=81, área promedio=7.3 ha).

Los sitios clasificados como humedales presentaron señales de anegamiento superficial cuyo surgimiento correspondió a un período mayor a 10 años. Para diferenciar los humedales naturales de la zona de los neo-humedales utilizamos un criterio temporal, ya que su aparición en superficie es menor a 10 años como resultado de los cambios hidrológicos observados en la cuenca en la última década. Se promedió el valor de NDVI de todos los píxeles de cada parche para las fechas consideradas y se calculó la media móvil centrada de este índice. El cálculo de la media móvil permite conocer la tendencia anual de los valores de NDVI, calculando el promedio de cada uno de los valores de los n datos anteriores en la serie de tiempo (Hansun 2013). La actividad de la vegetación se estimó en función de los valores de NDVI para el período 2014-2019; debido a la ausencia de normalidad de los datos, las diferencias estadísticas entre los sitios fueron evaluadas mediante las comparaciones no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon utilizando el software RStudio (RStudio Team 2020). La duración del ciclo fenológico se analizó con el software TIMESAT que estima duración, inicio y final de la estación de crecimiento y los picos de actividad de la vegetación (Jönsson and Eklundh 2004).

RESULTADOS

Revisión bibliográfica para caracterizar los neo-humedales del Chaco Seco-Espinal argentino y las condiciones que favorecen su formación

De los 3534 artículos encontrados para el período 1990-2021 relacionados con la temática de estudio (humedales, salinización, *dryland salinity*), el 2% correspondió a trabajos de Argentina. De ese total más aquellos incorporados de la literatura gris (93 artículos), se seleccionaron los correspondientes a la región del Chaco Seco-Espinal. La mayoría de los trabajos revisados mencionan los procesos de formación de neo-humedales: anegamiento, inundaciones y salinización. El 38% de estos trabajos caracterizó a los humedales de la región teniendo en cuenta su distribución e identificación así como su composición vegetal o su fauna.

Gran parte de los trabajos consultados mencionan a las planicies del Chaco Seco-

Espinal como potencialmente vulnerables a procesos de salinización debido a la poca pendiente a nivel regional que impide la evacuación de los excesos hídricos (Jobbágy et al. 2008, 2021b; Amdan et al. 2013; Gimenez et al. 2016; Marchesini et al. 2017). A su vez, estos procesos de salinización no son homogéneos y resultan de la interacción entre la geomorfología local, las condiciones climáticas y el tipo de vegetación. Por otra parte, el ascenso de napas, el anegamiento y la salinización en sitios con historia de uso agrícola evidencian el efecto de la vegetación en la regulación hídrica y en la acumulación y la distribución de sales (Jobbágy et al. 2008, 2021a), ya que los excedentes hídricos se relacionan con el incremento de la superficie dedicada a cultivos (Bertram and Chiacciera 2013).

En la región del Chaco Seco se han registrado cambios paulatinos de ascenso de napas y anegamiento, como en Santiago del Estero (Figura 1), donde más de 700000 ha de bosque semiárido o con ganadería extensiva fueron transformados a cultivo, lo cual condujo a un incremento de las tasas de drenaje profundo y recarga en los sitios dedicados a la agricultura (Giménez et al. 2016). En la mayoría de los perfiles de suelo de los sitios agrícolas se observó una disminución del 80% de los niveles de salinidad y mayor contenido de sales en el agua subterránea, indicando drenaje profundo en los sitios cultivados (Giménez et al. 2016). Resultados similares se obtuvieron en Salta, donde la deforestación y el establecimiento de cultivos aumentaron las tasas de drenaje y la movilización de sales en el perfil vertical del suelo a niveles más profundos. Los sitios con cultivos presentaron mayor humedad del suelo (30-46%) y menor concentración de cloruros comparado con el bosque nativo (Amdan et al. 2013) (Figura 1).

La zona central de Argentina es otro ejemplo donde los bosques semiáridos fueron reemplazados por cultivos anuales no irrigados (Viglizzo et al. 2009). En San Luis se observaron aumentos de drenaje profundo y lixiviado de sales (Santoni et al. 2010), aunque no se observaron casos de salinización secundaria hasta la última década. En la cuenca de El Morro, el efecto de la agricultura de secano sobre el balance hídrico trajo aparejada erosión subsuperficial o *sapping*, lo que condujo a la formación de un nuevo río y a la remoción y el transporte masivo de sedimentos hacia la cuenca baja, dando lugar a los depósitos aluviales. La aparición del nuevo río se dio

en simultáneo con la ocurrencia de neo-humedales y produjo cambios en el paisaje, modificando las condiciones biofísicas y la composición vegetal.

Excesos hídricos, salinización secundaria y formación de neo-humedales en la cuenca de El Morro, San Luis

En la cuenca de El Morro, el remplazo de los bosques secos y el uso predominantemente agrícola estuvo acompañado por ascenso en el nivel freático a una tasa promedio de 0.15 m/año, en un período de 35 años (1975-2010), lo cual evidencia una expansión de lagunas y una salinización incipiente del suelo, del agua superficial y de la freática (Contreras et al. 2013). Al comparar sitios dedicados a agricultura con bosques, los sitios agrícolas presentaron suelos con mayor humedad (30%) y menor concentración de cloruros que los bosques adyacentes, lo que evidencia una menor tasa de ET para los cultivos (Jayawickreme et al. 2011).

El ascenso de los niveles freáticos, el aumento de la superficie ocupada por lagunas y el crecimiento de la red de drenaje superficial en la cuenca se atribuyeron, en primer lugar, al aumento de las precipitaciones (Galván and Collado 2009). Sin embargo, como señalan Contreras y colaboradores (2013), la precipitación parece haber ejercido un efecto indirecto al favorecer el establecimiento de cultivos y el reemplazo de los bosques secos, siendo esto último un aspecto clave en las transformaciones hidrológicas y geomorfológicas observadas. Se ha propuesto que la formación de cárcavas y de los cursos de agua serían originados por procesos de erosión subsuperficial conocidos como *piping*, impulsados por flujos de infiltración y procesos de *sapping* que conducen a colapsos espontáneos de depósitos sedimentarios, los cuales son transportados y depositados en la zona baja de la cuenca (Jobbágy et al. 2015). Estos procesos de degradación del suelo por *piping* también se describieron en un contexto sedimentario similar en las provincias de Tucumán y Santiago del Estero (Pereyra et al. 2020).

Para esta cuenca en particular se registraron dos eventos de depósitos aluviales: el primero ocurrió durante los años 2008-2010 y abarcó 4.6 km² de la cuenca baja; el segundo fue en el año 2015, y duplicó su área de extensión (Rios 2020). El desplazamiento de estos sedimentos estuvo condicionado por la topografía, desde

la zona alta-media de la cuenca hacia la zona baja, influenciado por eventos de precipitación intensa. Los depósitos aluviales fueron luego retrabajados por acción eólica y algunos comenzaron a estabilizarse por efecto de la cobertura vegetal. Actualmente, presentan especies herbáceas y arbustivas como *Tessaria absinthioides*, *Cortaderia selloana* y *Tamarix ramosissima* (Figura 2). Por su parte, los neo-humedales presentan anegamiento como señal de nivel freático poco profundo o lagunas temporarias que pueden presentar niveles de salinidad elevados (Figura 3). Debido a las condiciones de anegamiento que limitan el acceso de maquinaria y vehículos a los campos, los lotes dejan de ser cultivados y son recolonizados por especies que pueden tolerar las nuevas condiciones ambientales. Tanto los depósitos aluviales como los neo-humedales presentan condiciones ambientales y combinación de especies vegetales novedosas en el paisaje como consecuencia de la intervención antrópica. Debido al reciente surgimiento de los neo-ecosistemas, en la cuenca no se ha evaluado aún su autosostenibilidad, es decir, su capacidad de permanecer a lo largo del tiempo sin intervención humana.

Dinámica de neo-humedales y depósitos aluviales en El Morro

Los neo-humedales aumentaron en promedio tres veces su extensión en 13 años en la parte baja de la cuenca, de 646 ha en 2003 a 1974 ha en 2016, sumándose 215 ha más en 2018

(Figura 4). Si bien estas magnitudes resultan en un porcentaje bajo de la extensión total de la cuenca (1.7%), representan un 15% de la cuenca baja, ocupando tierras anteriormente utilizadas para la producción agropecuaria. En este período también se observó un aumento de la extensión de los depósitos aluviales y neo-humedales en la parte media-baja de la cuenca, como así también, la ‘aparición-desaparición’ de depósitos aluviales y de neo-humedales (2003, 2009, 2016), lo que parecería estar relacionado con su naturaleza dinámica, con el accionar eólico y con la aparición del Río Nuevo.

El seguimiento de la dinámica de la vegetación por medio del índice NDVI permitió evidenciar indirectamente el efecto de la salinización y el anegamiento en la vegetación. Los humedales y neo-humedales mostraron valores medios de NDVI similares entre sí (0.37 y 0.35, respectivamente, $P>0.05$). Comparados con los bosques secos, los neo-humedales presentaron valores de NDVI 15% menor ($P<0.05$) (Figura 5), pero valores medios similares a los cultivos y cultivos salinizados (0.38, 0.36 y 0.35 para cultivos, cultivos salinos y neo-humedales respectivamente, $P>0.05$) (Material Suplementario-Tabla 1). En términos fenológicos, y a pesar de mostrar valores medios similares, los cultivos presentaron ciclos fenológicos más cortos (194 ± 54 días, promedio y desvío estándar) en comparación con los neo-humedales (241 ± 55 días, promedio y desvío estándar). Los depósitos aluviales por su parte, fueron los sitios con menores valores



Figura 2. Depósitos aluviales en la cuenca media-baja de El Morro, San Luis (flecha naranja). Imágenes de Google Earth© 2011, 2016, 2020. Las fotos de la derecha corresponden a sitios de depósitos aluviales (cruz roja) dos años después del aluvión (2017).

Figure 2. Alluvial deposits in the media-low part of El Morro basin in San Luis (orange arrow). Images from Google Earth© 2011, 2016, 2020. The red cross indicates the same sites colonized by vegetation sites two years after the alluvial

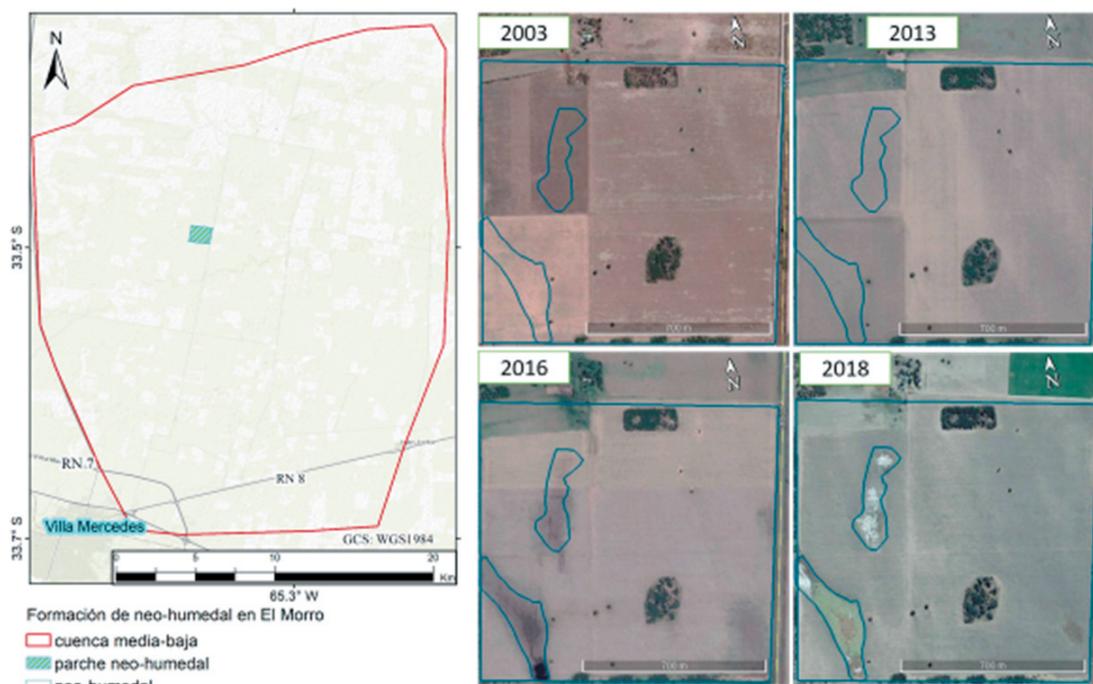


Figura 3. Ejemplo de formación de un neo-humedal en la cuenca baja de El Morro para los años 2003, 2013, 2016 y 2018 (imágenes de Google Earth®).

Figure 3. Example of neo-wetland formation in the El Morro basin for 2003, 2013, 2016, 2018 (images from Google Earth®).

promedio de NDVI (0.27) respecto de todos los sitios considerados ($P < 0.05$). Estos sitios, luego de su deposición en 2015 muestran aumentos sostenidos de los valores de NDVI posiblemente relacionado a su revegetación después del disturbio.

DISCUSIÓN

El cambio en el uso de la tierra observado en el Chaco Seco-Espinal argentino ha propiciado el proceso de salinización y anegamiento en áreas con uso agrícola. Allí se han registrado ascenso de napas, salinización del agua subterránea y expansión de las áreas salinizadas, con la formación de neo-humedales (e.g., la cuenca de El Morro).

La comparación mediante el análisis de NDVI permitió conocer la dinámica de la vegetación de los neo-humedales y depósitos aluviales, y compararlos con otros sistemas presentes en la cuenca (bosques, cultivos y cultivos salinizados). Los menores valores de NDVI de neo-humedales respecto de los bosques secos serían indicios del efecto de la salinización y el anegamiento, pero también de una menor cobertura vegetal. Por otra parte, la evolución temporal y el aumento sostenido de verdor en los depósitos aluviales estarían indicando su

revegetación con especies como *T. ramosissima* y *C. selloana* (Rios 2020). Los valores promedio similares de NDVI entre neo-humedales, cultivos y cultivos salinizados puede responder a la compensación entre valores menores de NDVI, pero ciclos fenológicos más largos en los neo-humedales respecto de los cultivos. Un resultado no esperado fueron los mayores valores de NDVI de los cultivos salinizados respecto de los cultivos ($P < 0.05$), lo que podría estar evidenciando un primer efecto inmediato de aumentos en el nivel freático con una posterior disminución del valor de NDVI hasta alcanzar un valor umbral de tolerancia a las condiciones de anegamiento y salinidad. Este efecto 'trampolín' del uso del agua de la napa freática se ha observado en bosques de *P. caldenia* en el Espinal, con un posterior efecto de anegamiento y muerte masiva de árboles (Bogino and Jobbágy 2011).

¿Qué hacer con los neo-humedales?

Las estrategias propuestas para el manejo de los neo-humedales deberían considerar, por un lado, minimizar el avance de las condiciones que los favorecen en el paisaje y, por otro lado, una vez establecidos, planificar su aprovechamiento ecológico-productivo.

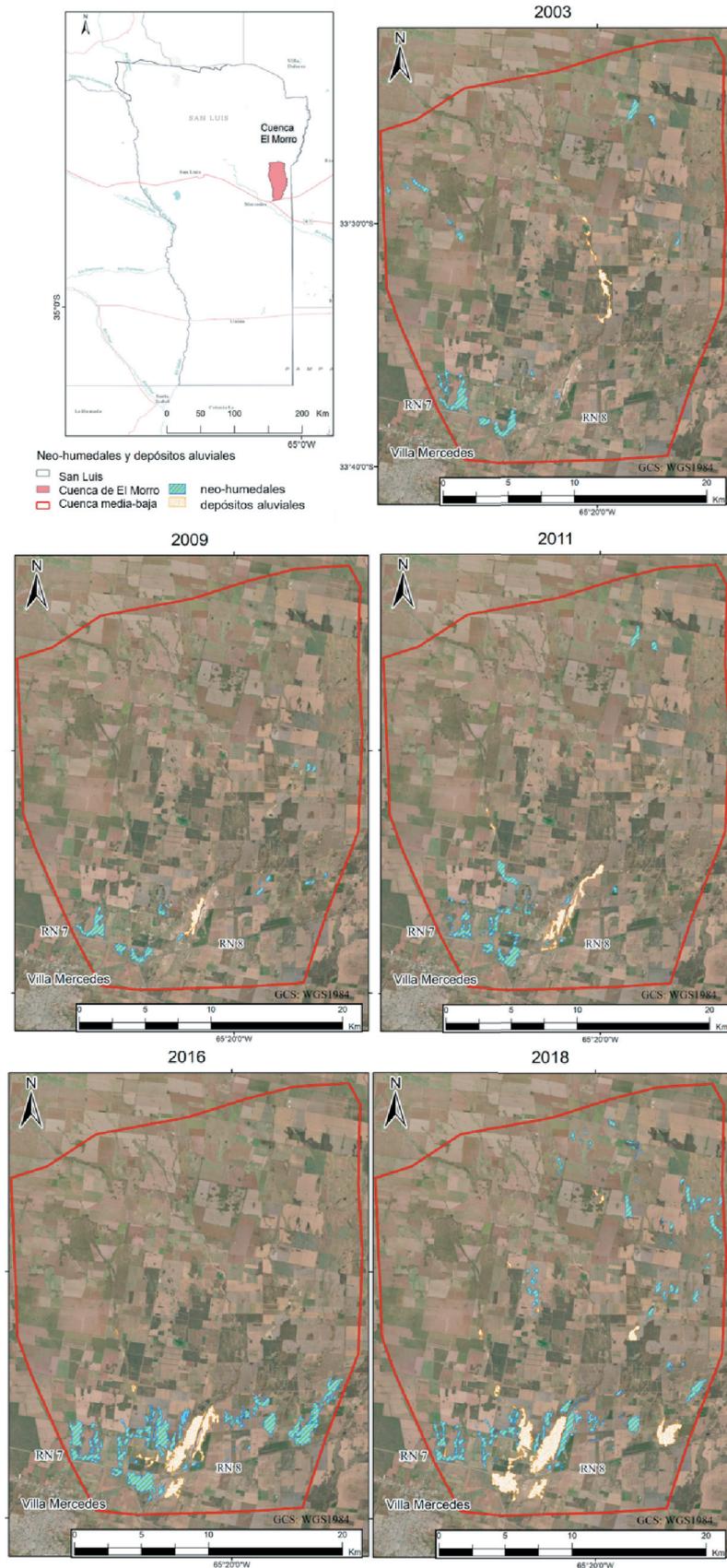


Figura 4. Evolución temporal (2003-2018) de neo-humedales y depósitos aluviales en la cuenca media-baja de El Morro, San Luis (delimitada en color rojo). Imágenes de Google Earth©.

Figure 4. Temporal evolution (2003-2018) of neo-wetlands and alluvial deposits in the medium-low part of the El Morro basin, San Luis (delimited in red). Images from Google Earth©.

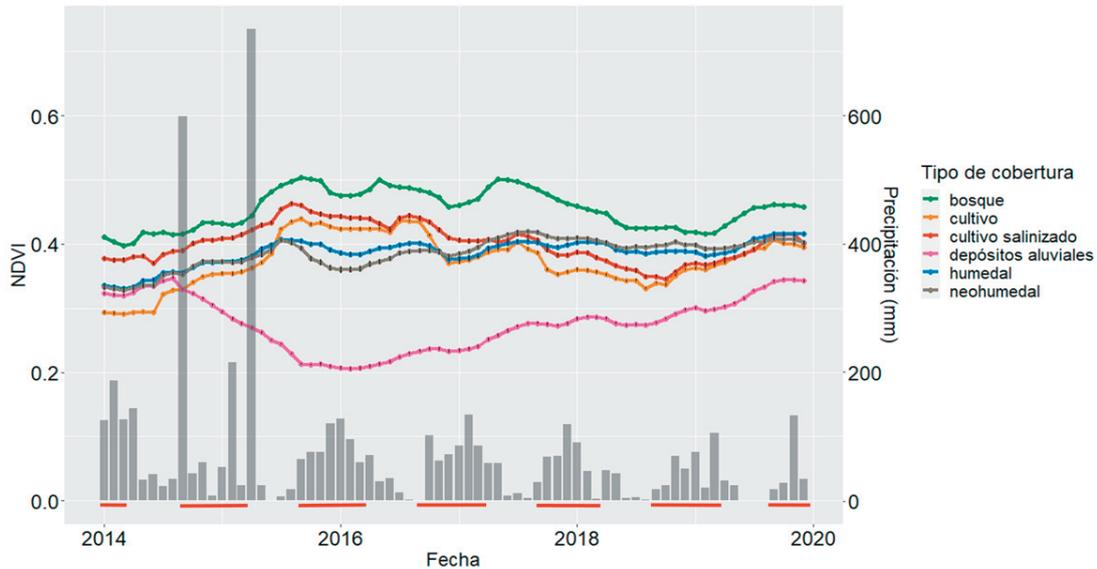


Figura 5. Media móvil centrada de la dinámica de NDVI y error estándar para bosques (n=11), cultivos (n=9), cultivos salinizados (n=7), humedales (n=19), neo-humedales (n=19) y depósitos aluviales (n=12) durante 2014-2019. Precipitación acumulada mensual (mm), barras en color gris, estación de crecimiento (línea roja).

Figure 5. Simple moving average of NDVI and standard error for forests (n=11), crops (n=9), salinized crops (n=7), wetlands (n=19), neo-wetlands (n=19) and alluvial deposits (n=12) during 2014-2019. Accumulated monthly rainfall (mm), grey bars and the growing season (red line).

Frente a la condición de anegamiento, a fin de reducir la recarga hidrológica sería recomendable considerar estrategias de mitigación. En la Figura 6 se esquematiza el escenario actual de los neo-humedales, con un uso predominantemente agrícola en el área periférica, con menor ET y niveles freáticos superficiales (Figura 6a), mientras que los neo-humedales presentan especies tolerantes al anegamiento y a la salinidad (Figura 6b). Se podrían considerar diferentes caminos para mitigar la formación de neo-humedales en función del uso del suelo. Si en la región circundante al humedal se quiere aumentar la ET y deprimir el nivel freático y la recarga, una opción puede ser implementar el doble cultivo (Nosetto et al. 2012) o el uso de pasturas perennes como *Medicago sativa* (alfalfa), con sistemas radicales profundos y uso más exhaustivo del agua (Nosetto et al. 2015) (Figura 6c). Esto podría reducir los excesos hídricos y disminuir la escorrentía y el drenaje profundo (Dolling et al. 2007).

En estos sistemas comprometidos hidrológicamente, los cultivos de cobertura también proporcionan un mayor uso de los excedentes hídricos, reducen la erosión del suelo (Nosetto et al. 2009) y la pérdida de nutrientes (Ernst 2004). Otra alternativa a considerar es la reforestación con especies arbustivas o leñosas con raíces más profundas,

perennes, con mayor consumo de agua, como *Geoffroea decorticans* (Zeballos et al. 2020). En caso de mantener el uso de un solo cultivo, el escenario más probable es aquel con un nivel freático en ascenso debido al aumento en la recarga del sistema y aceleración de los procesos de formación de neo-humedales, con mayor extensión de áreas afectadas.

En otro orden, si las acciones se enfocan directamente sobre el humedal (Figura 6d), la reforestación con árboles, arbustos y herbáceas podría consumir los excedentes hídricos en profundidad y, por lo tanto, permitiría a mediano o largo plazo deprimir el nivel freático y la recarga. Las especies a considerar serían *Atriplex lampa*, *Trichloris crinita*, *Distichlis* sp. (Villagra et al. 2017) y *C. selloana* (Pretelli et al. 2018). Otras especies exóticas adaptables a suelos salino-sódicos son grama rhodes (*Chloris gayana*), agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum*) y trébol de olor blanco (*Melilotus albus*) (Rosa et al. 2005; Pensiero and Zabala 2017).

Teniendo en cuenta las características del sistema a restaurar y su grado de perturbación, la regeneración natural del sistema que permita la recuperación de los bosques secos sin intervención humana sería posible si existiera una matriz que proporcione semillas nativas y si se ejerciera menor presión agrícola

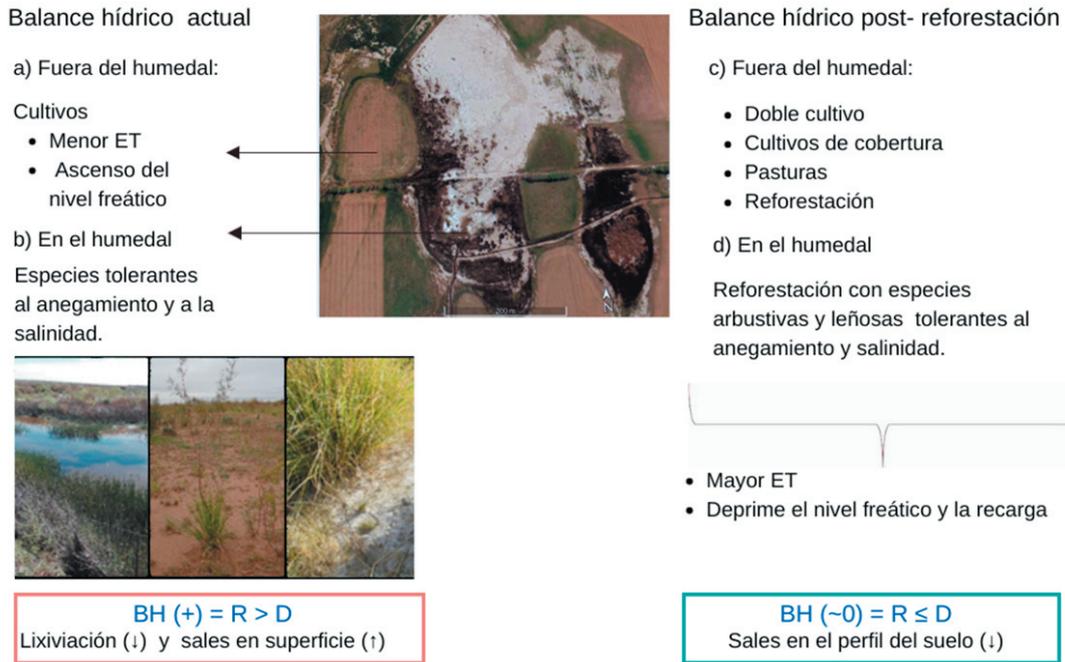


Figura 6. Esquema de balance hídrico actual a) fuera del humedal: predominio de cultivos con menor ET; b) en el humedal: presencia de especies tolerantes a la salinidad y al anegamiento (fotos). Balance hídrico positivo (BH=+), recarga (R) es mayor que la descarga (D); (R>D). Balance hídrico post-reforestación; c) fuera del humedal: doble cultivo, cultivos de coberturas, pasturas y reforestación; d) en el humedal: reforestación con especies arbustivas y leñosas tolerantes a la salinidad y al anegamiento. Balance hídrico cercano a cero (BH≈0), recarga (R) es menor a la descarga (D); (R≤D).

Figure 6. Hydrological Balance scheme a) out of the wetland: crops with low ET and higher water tables; b) inside the wetland: occurrence of waterlogging and salt tolerant species (pictures). Positive hydrological balance (BH=+), where the recharge (R) is higher than the discharge (D); (R>D). Post-reforestation's hydrological balance c) outside the wetland: double cropping, permanent cover crops, pastures and reforestation; d) inside the wetland: reforestation with salt and waterlogging tolerant species. Hydrological balance close to zero (BH≈0), where the recharge (R) is lower than the discharge (D); (R≤D).

en las áreas perturbadas (Holl 2020). Sin embargo, para el caso de El Morro, debido al uso predominantemente agrícola (Saenz et al. 2016), la recomposición natural que redunde en beneficios ecológicos y económicos implicaría un mayor tiempo de recuperación, comparado con su uso productivo. Otro enfoque que podría considerarse es la restauración activa, con una mayor intervención humana que permita la recuperación del sistema (Holl 2020). Para este sistema se podrían considerar la reforestación con especies nativas, aunque para recuperar el equilibrio hidrológico sería necesario reforestar una amplia extensión de territorio (George et al. 1999). Estas acciones sólo serán factibles si se implementan políticas públicas de restauración que involucren y acompañen a los actores locales, que promuevan la reforestación con especies nativas y el control de especies invasoras como *T. ramosissima*, que planifiquen el porcentaje de territorio que se debería reforestar, el tiempo y el espacio de implementación de la restauración, y que

provean los recursos necesarios para llevar a cabo las acciones de restauración.

Basualdo y colaboradores (2019) demostraron la capacidad de los bosques secundarios del Chaco semiárido argentino de recuperar su funcionamiento luego de 15 años de abandono de uso agrícola, lo cual podría regular el nivel freático ascendente y evitar la salinización de igual manera que el bosque remanente. En este sentido, es relevante señalar la importancia funcional de los bosques secundarios, que pueden incrementar los niveles de biodiversidad, rehabilitar las características del suelo y proteger las cuencas hidrográficas (Lugo et al. 2020).

La sucesión secundaria, a su vez, puede verse influida por la dispersión de especies con mayor capacidad de colonización, tolerancia a la salinidad o al anegamiento. En El Morro se observó la presencia de *T. ramosissima*, con antecedentes de especie invasora en Estados Unidos, Australia y México (Hart et al. 2005).

En Argentina, su dispersión está asociada a la presencia de cursos de agua, zonas inundables o con gran drenaje (Natale et al. 2012). Si bien esta especie es considerada una amenaza, ya que su invasión puede modificar los cursos de agua, reducir la disponibilidad de agua subterránea y superficial y aumentar la salinidad de los suelos (Sala et al. 1996), su presencia puede ser preferible frente al suelo sin cobertura o arado, permitiendo la estabilización de sedimentos, en el caso de los depósitos aluviales.

Frente a los costos que implica la restauración de los sistemas considerados degradados, estos sitios dejan de ser cultivados, lo cual constituye un escenario ideal para observar el camino sucesional en los sistemas perturbados. Se esperaría observar un predominio de especies invasoras luego del disturbio y una recomposición gradual de especies nativas.

La restauración de estos sistemas dependerá de la interacción de factores ambientales y socioeconómicos de la región afectada (Svejcar and Kildisheva 2017), por lo cual será de importancia conocer el sistema donde se realizarán los proyectos de restauración y proponer estrategias de evaluación a mediano y largo plazo, que permitan la recuperación de su funcionalidad y de su valor ecológico-productivo.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecen al editor y a 2 revisores anónimos por sus valiosos aportes al manuscrito. Especial agradecimiento a R. Giménez y M. Lallement por su ayuda con el análisis de datos y la revisión bibliográfica. Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina (PICT 2018-01216). YD, VM y EJ fueron parcialmente financiados por CONICET.

REFERENCIAS

- Aizen, M. A., L. Garibaldi, and M. Dondo. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura Argentina. *Ecología Austral* 19:45-54.
- Amdan, M. L., R. Aragón, E. G. Jobbágy, J. N. Volante, and J. M. Paruelo. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49:6601-6612. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20516>.
- Andrade-Díaz, M. S., J. A. Sarquis, B. A. Loiselle, A. R. Giraud, and J. M. Díaz-Gómez. 2019. Expansion of the agricultural frontier in the largest South American Dry Forest: Identifying priority conservation areas for snakes before everything is lost. *PloS ONE* 14:e0221901. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221901>.
- Barrett-Lennard, E. G., C. V. Malcolm, and A. Bathgate. 2003. *Saltland Pastures in Australia, a practical guide*. Second edition. Land, Water and Wool Sustainable Grazing on Saline Lands Sub-program, Canberra, Australia. URL: researchrepository.murdoch.edu.au/id/eprint/43299.
- Barrett-Lennard, E. G., and S. N. Shabala. 2013. The waterlogging/salinity interaction in higher plants revisited – focusing on the hypoxia-induced disturbance to K⁺ homeostasis. *Functional Plant Biology* 40:872-882. <https://doi.org/10.1071/FP12235>.
- Basualdo, M., N. Huykman, J. N. Volante, J. M. Paruelo, and G. Piñeiro. 2019. Lost forever? Ecosystem functional changes occurring after agricultural abandonment and forest recovery in the semiarid Chaco forests. *Science of The Total Environment* 650:1537-1546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.001>.
- Baumann, M., I. Gasparri, M. Piquer-Rodríguez, G. Gavier Pizarro, P. Griffiths, P. Hostert, and T. Kuemmerle. 2017. Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global Change Biology* 23:1902-1916. <https://doi.org/10.1111/gcb.13521>.
- Benzaquen, L., D. E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti, and R. Quintana. 2017. *Regiones de Humedales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Pp. 334.
- Bertram, N., and S. Chiacciera. 2013. Ascenso de napas en la Región Pampeana: ¿Consecuencias de los cambios del uso de la tierra?. Informe técnico. INTA, Buenos Aires, Argentina. URL: inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_napas_mjz_13.pdf.
- Bogino, S. M., and E. G. Jobbágy. 2011. Climate and groundwater effects on the establishment, growth and death of *Prosopis caldenia* trees in the Pampas (Argentina). *Forest Ecology and Management* 262:1766-1774. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.032>.
- Chapin, F. S., and A. M. Starfield. 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in arctic Alaska. *Climatic Change* 35:449-461. <https://doi.org/10.1023/A:1005337705025>.
- Contreras, S., C. Santoni, and E. G. Jobbágy. 2013. Abrupt watercourse formation in a semiarid sedimentary landscape of central Argentina: the roles of forest clearing, rainfall variability and seismic activity. *Ecohydrology* 6:794-805. <https://doi.org/10.1002/eco.1302>.
- Crutzen, P.J. 2006. The "Anthropocene". Pp. 13-18 in E. Ehlers and T. Krafft (eds.). *Earth System Science in the Anthropocene*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, Germany. https://doi.org/10.1007/3-540-26590-2_3.
- Dolling, P., S. Asseng, M. Robertson, and M. Ewing. 2007. Water excess under simulated lucerne-wheat phased systems in Western Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 58:826-838. <https://doi.org/10.1071/AR06048>.

- Ernst, O. 2004. Leguminosas como cultivo de cobertura. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 21:16-21.
- Galván, M. J., and A. D. Collado. 2009. Ecurrimientos hídricos superficiales en la cuenca hidrográfica de "El Morro", provincia de San Luis. *Información Técnica* 175. Centro Regional La Pampa-San Luis-INTA, San Luis, Argentina.
- Gasparri, N. I., and H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management* 258:913-921. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.024>.
- George, R., D. McFarlane, and B. Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* 5:6-21. <https://doi.org/10.1007/s100400050103>.
- George, R., R. Nulsen, R. Ferdowsian, and G. Raper. 1999. Interactions between trees and groundwater in recharge and discharge areas- A survey of Western Australian sites. *Agricultural Water Management* 39:91-113. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(98\)00073-0](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(98)00073-0).
- Giménez, R., J. Mercau, M. Noretto, R. Páez, and E. Jobbágy. 2016. The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes* 30: 2603-2616. <https://doi.org/10.1002/hyp.10901>.
- Ginzburg, R., J. Adámoli, P. Herrera, and S. Torrella. 2005. Los Humedales del Chaco: clasificación, inventario y mapeo a escala regional. *Miscelánea* 14:121-138.
- Gómez Carella, D. S., K. L. Speziale, and S. A. Lambertucci. 2019. Estado del conocimiento en ecología y conservación de los roquedales de la Argentina: Una revisión. *Ecología Austral* 29:315-328. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.860>.
- Gordon, L. J., G. D. Peterson, and E. M. Bennett. 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology and Evolution* 23:211-219. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.011>.
- Grau, H. R., T. M. Aide, and N. I. Gasparri. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34:265-266. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.3.265>.
- Hansun, S. 2013. A new approach of moving average method in time series analysis. Pp. 1-4 *in* 2013 Conference on New Media Studies (CoNMedia). Institute of Electrical and Electronics Engineers. <https://doi.org/10.1109/CoNMedia.2013.6708545>.
- Hart, C. R., L. D. White, A. McDonald, and Z. Sheng. 2005. Saltcedar control and water salvage on the Pecos River, Texas, 1999-2003. *Journal of Environmental Management* 75:399-409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.023>.
- Hillel, D. 2000. Salinity management for sustainable irrigation: integrating science, environment, and economics. World Bank Publications, Washington, D.C., USA. <https://doi.org/10.1596/0-8213-4773-X>.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, et al. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15:1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24:599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>.
- Holl, K. 2020. *Primer of Ecological Restoration*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Jayawickreme, D. H., C. S. Santoni, J. H. Kim, E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2011. Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. *Ecological Applications* 21:2367-2379. <https://doi.org/10.1890/10-2086.1>.
- Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, C. S. Santoni, and G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.
- Jobbágy, E. J., M. D. Noretto, H. Bernasconi, J. C. Colazo, M. J. Galvan, J. L. Mercau, C. Saenz, E. R. Colazo, C. Larrusse, A. A. Marchi, O. A. Barbosa, A. Giaccardi, M. M. Hellmers, and D. Martinez Alvarez (eds.). 2015. Los nuevos cursos de agua en la cuenca del Morro: descripción del proceso y pautas para su gestión. INTA, San Luis, Argentina.
- Jobbágy, E. G., R. Giménez, V. Marchesini, Y. Diaz, D. H. Jayawickreme, and M. D. Noretto. 2021a. Salt Accumulation and Redistribution in the Dry Plains of Southern South America: Lessons from Land Use Changes. Pp. 51-70 *in* E. Taleisnik and R. S. Lavado (eds.). *Saline and Alkaline Soils in Latin America*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-030-52592-7_3.
- Jobbágy, E. G., S. Lorenzo, N. Buono, R. Páez, Y. Diaz, et al. 2021b. Plants versus streams: Their groundwater-mediated competition at "El Morro", a developing catchment in the dry plains of Argentina. *Hydrological Processes* 35:e14188. <https://doi.org/10.1002/hyp.14188>.
- Jönsson, P., and L. Eklundh. 2004. TIMESAT - a program for analysing time-series of satellite sensor data. *Computers and Geosciences* 30:833-845. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.05.006>.
- Kandus, P., and P. Minotti (eds.). 2018. Propuesta de un marco conceptual y lineamientos metodológicos para el Inventario Nacional de Humedales. Informe final. Documento Rector del Inventario Nacional de Humedales DI-2018-3-APN-SSPYOAD#MAD. 3iA, UNSAM, San Martín, Buenos Aires, Argentina.
- Lugo, A. E. 2015. Forestry in the Anthropocene. *Science* 349:771-771. URL: [science.org/doi/10.1126/science.aad2208](https://doi.org/10.1126/science.aad2208).
- Lugo, A. E., O. J. Abelleira Martínez, E. Medina, G. Aymard, and T. Heartsill Scalley. 2020. Chapter Two - Novelty in the tropical forests of the 21st century. Pp. 53-116 *in* A. J. Dumbrell, E. C. Turner and T. M. Fayle (eds.). *Advances in Ecological Research*. Academic Press, London, United Kingdom. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.008>.
- Marchesini, V. A., R. Giménez, M. D. Noretto, and E. G. Jobbágy. 2017. Ecohydrological transformation in the Dry Chaco and the risk of dryland salinity: Following Australia's footsteps? *Ecohydrology* 10:e1822. <https://doi.org/10.1002/eco.1822>.
- Middleton, N., and D. Thomas. 1997. *World Atlas of Desertification*. Second Edition. UNEP, London, England, United Kindom. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/30300>.

- Milton, S. J. 2003. 'Emerging ecosystems' - a washing-stone for ecologists, economists and sociologists?: news and views. *South African Journal of Science* 99:404-406.
- Morello, J., S. Matteucci, A. Rodriguez, and M. Silva. 2018. *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Segunda edición. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Munns, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell and Environment* 25:239-250. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00808.x>.
- Natale, E. S., S. M. Zalba, H. E. Reinoso, and G. Damilano. 2012. Assessing invasion process through pathway and vector analysis: Case of saltcedar (*Tamarix* spp.). Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre, Management of Biological Invasions 3:37-44. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.023>.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, and G. A. Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. *Field Crops Research* 113:138-148. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.04.016>.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, and R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:2-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008>.
- Nosetto, M. D., R. A. Paez, S. I. Ballesteros, and E. G. Jobbágy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 206:60-70. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.009>.
- Pensiero, J. F., J. M. Zabala, L. Marinoni, and G. Richard. 2017. Recursos fitogenéticos forrajeros nativos y naturalizados (RFNyN) para suelos salinos de la región chaqueña de la Argentina. Pp. 373-418 in E. Taleisnik and R. S. Lavado (eds.). *Ambientes Salinos y Alcalinos de Argentina. Recursos y aprovechamiento productivo*. Universidad Católica de Córdoba, Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Pereyra, M. A., D. S. Fernández, E. R. Marcial, and M. E. Puchulu. 2020. Agricultural land degradation by piping erosion in Chaco Plain, Northwestern Argentina. *CATENA* 185:104295. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104295>.
- Pretelli, M. G., J. P. Isacch, and D. A. Cardoni. 2018. La relación especies-área para aves especialistas versus oportunistas de los pastizales de la Pampa depende de la matriz de paisaje circundante. *Ardeola* 65:3-23. <https://doi.org/10.13157/arla.65.1.2018.ra1>.
- Ríos, L. D. 2020. Geomorfología de la subcuenca del Río Nuevo, San Luis, Argentina: implicancias sobre los depósitos de crecida y su revegetación. Tesis de licenciatura. Departamento de Geología, Universidad Nacional de San Luis, San Luis, Argentina. Pp.166.
- Rosa, E., C. Bianco, S. Mercado, and E. Scappini. 2005. *Poáceas de San Luis. Distribución e importancia económica*. Primera edición. Nueva Editorial Universitaria, Universidad Nacional de San Luis, San Luis, Argentina.
- RStudio Team. 2020. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC., Boston, MA. URL: rstudio.com.
- Saenz, C. A., N. E. Rusoci, and J. C. Colazo (eds.). 2016. Balance hídrico de diferentes escenarios en la cuenca El Morro. Informe técnico 192, EEA San Luis, ISSN 0327-425X. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Sala, A., S. D. Smith, and D. A. Devitt. 1996. Water use by *Tamarix ramosissima* and associated phreatophytes in a Mojave Desert floodplain. *Ecological Applications* 6:888-898. <https://doi.org/10.2307/2269492>.
- Santoni, C. S., E. G. Jobbágy, and S. Contreras. 2010. Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: role of land use. *Water Resources Research* 46:1-12. <https://doi.org/10.1029/2009WR008784>.
- Svejcar, L. N., and O. A. Kildisheva. 2017. The age of restoration: challenges presented by dryland systems. *Plant Ecology* 218:1-6. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0694-6>.
- Trabucco, A., and R. J. Zomer. 2009. Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapo-Transpiration (Global-PET) Geospatial Database. CGIAR Consortium for Spatial Information. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7707605.v3>.
- Tripaldi, A., and S. L. Forman. 2007. Geomorphology and chronology of Late Quaternary dune fields of western Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 251:300-320. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.04.007>.
- Viglizzo, E. F., E. G. Jobbágy, L. Carreño, F. C. Frank, R. Aragón, et al. 2009. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina. *Hydrology and Earth System Sciences* 13:491-502. <https://doi.org/10.5194/hess-13-491-2009>.
- Villagra, P. E., C. B. Passera, C. Greco, C. Sartor, J. N. Aranibar, P. A. Meglioli, J. A. Álvarez, L. Allegratti, M. E. Fernández, M. A. Cony, P. C. Kozub, and C. Vega Riveros. 2017. Uso de Plantas Nativas en la restauración y recuperación productiva de ambientes salinos en las zonas áridas de la región del Monte, Argentina. Pp.419-444 in E. Taleisnik and R. S. Lavado (eds.). *Ambientes Salinos y Alcalinos de Argentina. Recursos y aprovechamiento productivo*. Universidad Católica de Córdoba, Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Walker, G. R., M. Gilfedder, and J. Williams. 1999. Effectiveness of current farming systems in the control of dryland salinity. CSIRO, CSIRO Land and Water, Canberra, Australia. URL: clw.csiro.au/publications/Dryland.pdf.
- Zeballos, S. R., M. A. Giorgis, M. R. Cabido, A. T. R. Acosta, M. d. R. Iglesias, and J. J. Cantero. 2020. The lowland seasonally dry subtropical forests in central Argentina: vegetation types and a call for conservation. *Vegetation Classification and Survey* 1:87-102. <https://doi.org/10.3897/VCS/2020/38013>.