

## Estados y transiciones en ambientes cultivados sujetos a anegamiento del centro de la Argentina

MAILÉN LALLEMENT<sup>1,✉</sup>; YÉSICA DIAZ<sup>2</sup>; ESTEBAN JOBBÁGY<sup>2</sup> & VICTORIA MARCHESINI<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Tierras, Agua y Medio Ambiente-Facultad de Cs. Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, CONICET. Neuquén, Argentina. <sup>2</sup>Grupo de Estudios Ambientales-IMASL, Universidad Nacional de San Luis y CONICET. San Luis, Argentina. <sup>3</sup>Swift Current Research and Development Centre, Agriculture and Agri-Food Canada, Swift Current Saskatchewan, Saskatchewan, Canadá.

### RESUMEN

1. En áreas anteriormente agrícolas del centro de la Argentina, los cambios en el uso del suelo han generado napas freáticas someras y exceso de agua superficial. Esto favoreció la formación de neo-ecosistemas caracterizados por anegamiento y salinización.
2. Se aplicó un modelo de estados y transiciones (MEyT) sobre imágenes LANDSAT y Sentinel-2 (2000-2023) para evaluar trayectorias, frecuencia y reversibilidad de cambios de cobertura en 293 sitios de la cuenca de El Morro (San Luis).
3. Se identificaron 9 tipos de cobertura: 6 permanentes (bosque, cultivo, humedal vegetado, humedal no vegetado, cauce vegetado y cauce no vegetado) y 3 transitorias (bosque desmontado o quemado, humedal incipiente y depósitos de sedimento).
4. El 66% de las transiciones se produjo entre 2003 y 2016, predominando aquellas hacia áreas salino-anegadas, vegetadas o no vegetadas.
5. La reversibilidad fue mínima: solo 1.4% de los cultivos y 0.7% de los bosques retornaron a su cobertura original. Prácticas como la quema o la remoción mecánica aceleraron las conversiones de cultivo hacia humedal, sin evidencia de recuperación posterior.
6. Implicancias. Se identificaron señales tempranas de degradación con baja reversibilidad (humedales no vegetados, napas <1.5 m, NDVI <0.40) que pueden orientar estrategias de manejo preventivo. Se recomienda conservar humedales incipientes, promover cultivos perennes tolerantes a la salinidad y evaluar selectivamente intervenciones de drenaje según el contexto hidrológico y el potencial de reversión observado.

[Palabras clave: humedales, ecohidrología, cambios de estado, uso del suelo, reversibilidad]

### ABSTRACT. State-and-transition models in waterlogged agricultural environments of central Argentina.

1. In former agricultural areas of central Argentina, land-use changes have resulted in shallow water tables and excess surface water, favoring the emergence of neo-wetlands characterized by waterlogging and salinization.
2. A state-and-transition model (STM) was applied to LANDSAT and Sentinel-2 imagery (2000-2023) to assess the trajectories, frequency and reversibility of land cover changes in 293 sites within the El Morro watershed (San Luis).
3. Nine land cover types were identified: 6 persistent (forest, cropland, vegetated wetland, unvegetated wetland, vegetated watercourse, unvegetated watercourse) and 3 transitional (deforested or burned forest, incipient wetland, and sediment deposits).
4. Sixty-six percent of transitions occurred between 2003 and 2016, mostly toward saline-waterlogged areas, whether vegetated or not.
5. Reversibility was minimal: only 1.4% of croplands and 0.7% of forests returned to their original cover. Burning or mechanical clearing accelerated cropland-to-wetland conversions, with no evidence of subsequent recovery.
6. Implications. Early signs of degradation with low reversibility (unvegetated wetlands, water tables <1.5 m, NDVI <0.40) were identified, which can inform preventive management strategies. It is recommended to conserve incipient wetlands, promote salt-tolerant perennial crops, and selectively evaluate drainage interventions depending on hydrological context and potential for reversion.

[Keywords: wetlands, ecohydrology, state changes, land use, reversibility]

## INTRODUCCIÓN

La conversión de ecosistemas nativos a tierras de cultivo es un fenómeno global que transforma profundamente los ciclos hidrológicos y las propiedades del suelo, sobre todo en regiones áridas y semiáridas (Scanlon et al. 2006, 2007; Magliano et al. 2016). Estas transformaciones suelen reducir la evapotranspiración y provocar cambios drásticos en la cobertura vegetal. Esto, a su vez, incrementa la recarga del agua subterránea y los caudales de cursos superficiales (Scanlon et al. 2005). En las llanuras secas, el ascenso capilar de sales ha generado eventos de salinización secundaria, incluso en sistemas sin riego, con consecuencias como estrés osmótico, toxicidad iónica y déficit de oxígeno en las raíces (Walker et al. 1999; Turnbull et al. 2012). Estos efectos resultan en particular relevantes en las cuencas del centro de la Argentina, donde la frontera agrícola avanza sobre paisajes de llanuras sedimentarias históricamente ocupados por vegetación natural de pastizales y bosques o pasturas cultivadas perennes.

En la Argentina, el cambio de uso del suelo transformó de manera drástica el paisaje en las últimas décadas (Hansen et al. 2010; González Roglich 2015). En el oeste pampeano, históricamente dominado por pastizales dedicados a ganadería extensiva, la rápida conversión a monocultivos de soja y maíz y a pasturas implantadas generó un mosaico de remanentes forestales, pasturas y parches salino-anegados (Houspanossian et al. 2016). Este proceso es muy notorio en la cuenca de El Morro (San Luis), donde la pérdida de cobertura leñosa ha desencadenado la aparición de nuevos cauces, lagunas y humedales emergentes (Contreras et al. 2013; Giménez et al. 2016; Jobbágy et al. 2021; Ríos et al. 2022).

Para abordar el vacío de conocimiento sobre umbrales ecológicos en paisajes agrícolas anegados, se adoptó el modelo de estados y transiciones (MEyT) (Westoby et al. 1989; Briske et al. 2005; Bestelmeyer et al. 2010). En este modelo, un estado se define como una configuración relativamente estable de estructura y funcionamiento, sostenida por procesos internos, mientras que una transición ocurre cuando perturbaciones o manejos superan umbrales ecológicos y desplazan al sistema hacia una nueva configuración (Caudle et al. 2013). Muchos de estos cambios generan configuraciones funcionales emergentes denominadas neo-ecosistemas, caracterizadas por combinaciones y abundancias novedosas

de especies. No se definen necesariamente por la aparición de especies nuevas en la región, sino por transformaciones hidrológicas y edáficas que producen condiciones persistentes y difíciles de revertir (Hobbs et al. 2009; Suding and Hobbs 2009; Díaz et al. 2022). A diferencia de un estado alternativo —que puede ser reversible bajo ciertas condiciones—, un neo-ecosistema implica transformaciones más profundas y duraderas (e.g., aparición de cauces permanentes, suelos decapitados o salinizados, colonización por especies exóticas). En la Argentina, el MEyT se aplicó en bosques templados del noroeste patagónico bajo manejo silvopastoril (Rusch et al. 2017). En este trabajo se amplía ese enfoque incorporando de manera explícita la noción de neo-ecosistema para interpretar la proliferación de humedales salino-anegados en los últimos años.

En la llanura chaco-pampeana, la escasez de vías efectivas de drenaje lateral convierte los cambios en la cobertura del suelo en disparadores de procesos como el ascenso de napas freáticas, el anegamiento y la salinización secundaria, que pueden conducir a la formación de neo-ecosistemas (Jobbágy et al. 2008; Marchesini et al. 2017; Díaz et al. 2022). Por sus características geomorfológicas y de uso, la cuenca de El Morro (San Luis) es un caso propicio para analizar cómo la interacción entre napas freáticas someras y la productividad de la vegetación condicionan la persistencia de humedales salino-anegados o su reversión hacia otras coberturas.

En este contexto, se construyó una cartografía operativa de coberturas discretas a través del tiempo, definida por combinaciones de cobertura del suelo y rasgos hidrológicos, y se analizaron sus trayectorias, su frecuencia y su reversibilidad en función del uso del suelo y de variables ambientales. Esta caracterización permite identificar umbrales críticos y orientar estrategias de manejo frente a transiciones ecohidrológicas. Al integrar cambios de cobertura con métricas hidrológicas, el estudio aporta herramientas para la planificación en paisajes agrícolas, y refuerza la utilidad del MEyT como marco conceptual en regiones con dinámicas hídricas particulares.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

La cuenca de El Morro (1232 km<sup>2</sup>) se ubica dentro de la llanura chaco-pampeana, en la

provincia de San Luis, Argentina (Figura 1). Se distinguen tres sectores topográficos: cuenca alta (600 km<sup>2</sup>), media (475 km<sup>2</sup>) y baja (157 km<sup>2</sup>). Los suelos son en su mayoría franco-arenosos, derivados de depósitos loésicos de ~9000 años (Tripaldi and Forman 2007; Galván and Collado 2009). El clima es templado semiárido, con 15.7 °C de temperatura media anual y 601 mm/año de precipitación media, predominantemente estival (1903-2019, Estación INTA Villa Mercedes).

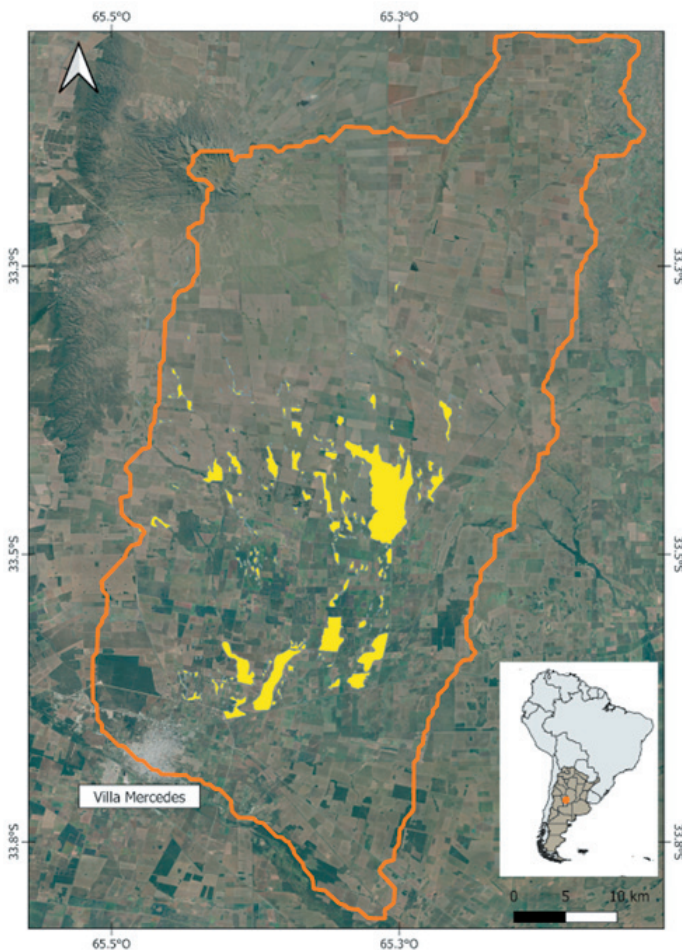
Esta región constituye un ecotono entre el Chaco Seco y el Espinal, con comunidades dominadas por bosques secos de *Neltuma caldenia*, *N. flexuosa* y *Geoffroea decorticans*. El estrato arbustivo incluye *Lycium chilense*, *Condalia microphylla* y *Capparis atamisquea*, mientras que el herbáceo está formado por *Cenchrus*, *Stipa*, *Sporobolus*, *Aristida*, *Poa* y *Pappophorum* (Morello et al. 2018). La vegetación nativa fue gradualmente reemplazada por pasturas y cultivos estivales (soja, maíz); 70% del territorio se destina hoy

a actividades agro-ganaderas (Tabla 1). Los bosques remanentes cubren ~5% del área, aunque la cobertura leñosa muestra una tendencia reciente al aumento (Contreras et al. 2013; González Roglich et al. 2015).

En las últimas cuatro décadas, la cuenca mostró cambios hidrológicos significativos, incluyendo la formación de lagunas y la aparición de nuevos cursos de agua y neo-ecosistemas (Contreras et al. 2013; Díaz et al. 2022; Ríos et al. 2022). Es notable la presencia del Río Nuevo, un curso de agua permanente sin precedentes en la zona, cuya apertura ha causado incisiones importantes y transporte de sedimentos en los últimos años (Jobbágy et al. 2021).

#### Modelo de estados y transiciones

Se elaboró un MEyT adaptado a las zonas productivas anegadas del centro de la Argentina, donde alternan bosques secos, pastizales y humedales, inmersos en una



**Figura 1.** Áreas con cambios de cobertura (en color amarillo) registrados en la última imagen disponible de Google Earth (2023) en la cuenca de El Morro (límite naranja), provincia de San Luis, Argentina.

**Figure 1.** Areas with land-cover changes (in yellow) recorded in the latest available Google Earth image (2023) in the El Morro basin (orange boundary), San Luis province, Argentina.

**Tabla 1.** Tipos de cobertura, área (km<sup>2</sup>) y proporción del área de estudio (%) para la cuenca de El Morro según clasificación de MapBiomias Pampa para 2000 y 2019 (Baeza et al. 2022).

**Table 1.** Land cover, area (km<sup>2</sup>), and proportion of the study area (%) in the El Morro watershed according to the MapBiomias Pampa classification for 2000 and 2019 (Baeza et al. 2022).

Tipos de cobertura	Área (km <sup>2</sup> ) 2000	Proporción del área de estudio (%)	Área (km <sup>2</sup> ) 2019	Proporción del área de estudio (%)
Bosque natural	48.8	4.0	77.5	6.3
Pastizal	791.3	64.3	298.2	24.2
Pastizal inundable	1.2	0.1	1.9	0.2
Pastura	363.9	29.5	396	32.2
Agricultura	25.3	2.1	453	36.8
Área sin vegetación	1	0.1	4.8	0.4
Cuerpo de agua	0.02	0.002	0.1	0.01

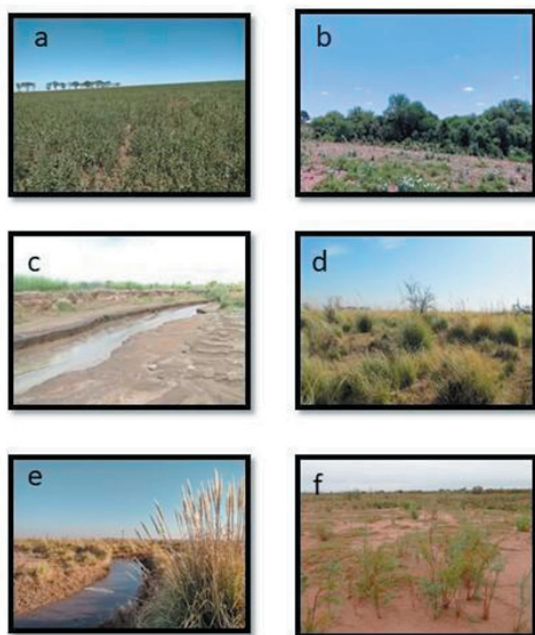
matriz agrícola. La construcción conceptual fue adaptada según Bestelmeyer et al. (2010, 2017), ajustada al contexto regional, con el propósito de caracterizar los distintos tipos de cobertura del suelo, describir sus trayectorias temporales y aportar criterios que orienten el manejo frente a escenarios de cambio hidrológico.

Como insumo principal se empleó el mapa de cobertura y uso del suelo de MapBiomias-Pampa para 2000 (cobertura inicial) y 2019 (Baeza et al. 2022), complementado con imágenes LANDSAT y Google Earth correspondientes al período 1984-2023. Esta revisión permitió detectar tanto cambios graduales como eventos abruptos (i.e., deforestación, deposición de sedimentos, formación de cárcavas) verificados en 135 visitas de campo (~60% de los sitios validados in situ) que incluyeron, en algunos casos, relevamientos de vegetación en humedales, muestreos de suelo y agua de la napa freática.

Siguiendo el enfoque metodológico propuesto por Bestelmeyer et al. (2010) y la terminología estandarizada de Caudle et al. (2013), el desarrollo del MEyT adaptado se estructuró en cuatro pasos principales: 1) identificar los tipos de cobertura presentes en la cuenca (Figura 2); 2) detectar transiciones entre coberturas mediante imágenes satelitales y series de NDVI; esto permitió identificar cambios abruptos, reversibles o persistentes; 3) reconstruir trayectorias históricas vinculando temporalmente los cambios en las coberturas, y 4) elaborar el modelo conceptual integrando las coberturas identificadas, las transiciones observadas y las trayectorias reconstruidas. Si bien Caudle et al. (2013) reconocen la existencia de fases —variantes funcionales dentro de un mismo estado (cobertura) conectadas por

trayectorias reversibles—, en este estudio no fueron incluidas porque la resolución de los datos disponibles no permitió identificarlas de forma fiable.

A efectos operativos, se consideró cobertura permanente toda configuración reconocible en las imágenes durante al menos cinco años consecutivos; este criterio es coherente con los umbrales de estabilidad adoptados en mapeos globales de cobertura (Kennedy et al. 2010). El criterio incluyó lotes agrícolas activos que, pese a su dinámica interna (i.e., labranza, siembra, rotaciones), mantuvieron una configuración recurrente a lo largo del periodo analizado. Aunque en MapBiomias Pampa los cultivos y las pasturas se presentan por separado, en este estudio se agruparon según su uso productivo o antrópico, ya que durante el período evaluado algunos lotes fueron destinados indistintamente a agricultura o a pasturas según decisiones de los productores locales. Esta agrupación también se justifica por su estabilidad espectral y espacial, lo que permite tratarlos como una cobertura funcional única dentro del esquema de clasificación adoptado. Tales lotes se podrían interpretar como fases dentro de una categoría más amplia (Bestelmeyer et al. 2017). Sin embargo, en este estudio se los consideró una cobertura independiente debido a su estabilidad espacial y a su relevancia funcional en la matriz productiva regional. Por el contrario, se definió como cobertura transitoria aquella cuya persistencia fue inferior a cinco años, lapso dentro del cual diversos MEyT distinguen fluctuaciones de corto plazo (<3 años, reversibles) de transiciones más prolongadas (>3 años). En este caso, los cambios rápidos (<3 años) correspondieron a deforestaciones puntuales, mientras que los cambios más lentos (3-5 años) fueron típicos del anegamiento progresivo. Esta clasificación



**Figura 2.** Ejemplos de campo de algunas de las coberturas permanentes. a) Cultivo de alfalfa. b) Bosque de caldén. c) Curso de agua no vegetado. d) Humedal vegetado. e) Curso de agua vegetado y transitorio. f) Depósito sedimentario.

**Figure 2.** Field examples of some of the permanent land covers. a) Alfalfa crop. b) Caldén forest. c) Non-vegetated watercourse. d) Vegetated wetland. e) Vegetated watercourse, and transient. f) Sediment deposit.

se alinea con los distintos ritmos de transición reconocidos en aplicaciones prácticas del MEyT (Bestelmeyer et al. 2015).

#### *Tasa de reversibilidad de las coberturas*

Para cuantificar la reversibilidad de los cambios de cobertura del suelo, se utilizaron imágenes de Google Earth correspondientes a los años 2013 y 2023. El año 2013 se tomó como cobertura inicial para este análisis porque presentó la mayor disponibilidad de imágenes de alta resolución para inspeccionar visualmente los distintos tipos de cobertura; además, fue el año base de los análisis funcionales. Un cambio se consideró reversible cuando la cobertura observada en 2023 coincidió de forma consistente con la firma espectral y la morfología espacial de la cobertura registrada en 2013 (e.g., regreso a uso agrícola o arbóreo). Se excluyeron los cambios asociados a alteraciones geomorfológicas irreversibles, como la formación de cubetas de deflación, que dan lugar a neo-ecosistemas no susceptibles de retorno en las condiciones actuales. La métrica adoptada constituye un indicador comparativo de reversibilidad

estructural basado en cambios de cobertura. En el caso de coberturas agrícolas, este retorno puede estar condicionado por insumos antrópicos y no implica necesariamente una recuperación funcional completa, por lo que debe interpretarse como un proxy de reversibilidad ecológica.

En primer término, se estimó el área total ocupada por cada tipo de cobertura en 2013. Luego, se calculó la frecuencia con que cada una de ellas se mantuvo con ese tipo de cobertura o transicionó hacia coberturas consideradas funcionales (como bosque o agricultura) en las imágenes de 2023. Para cuantificar la reversibilidad se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Reversibilidad de las coberturas (\%)} = \frac{\text{Área que retornó a la cobertura de 2013}}{\text{Área total de esa cobertura en 2013}} \times 100$$

Ecuación 1

Este enfoque es deliberadamente conservador, ya que se basa en la coincidencia visual de la estructura superficial y no asume una recuperación completa de las funciones ecológicas originales. Cuando fue posible, la evaluación visual se complementó con la trayectoria del NDVI, de modo que un aumento sostenido del índice reforzó la interpretación de recuperación estructural.

Dada la resolución espacial y temporal de los datos utilizados, no fue posible discernir si un cambio clasificado como no reversible obedecía al cruce de un umbral ecológico, a una irreversibilidad estructural o a la persistencia de disturbios (e.g., pastoreo, deposición de sedimentos o deforestación) que impidieron el retorno en el período analizado. En consecuencia, la tasa resultante debe interpretarse como un proxy comparativo de reversibilidad estructural de cada tipo de cobertura frente a los procesos de anegamiento y salinización característicos de la cuenca.

#### *Dinámica de la vegetación*

Con el fin de evaluar la condición de la vegetación y corroborar los cambios de cobertura identificados, se extrajeron valores del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para el período 2013-2023 a partir de imágenes LANDSAT 8 (30 m) procesadas en Google Earth Engine (earthengine.google.com). Se seleccionaron 32 sitios donde se habían registrado cambios evidentes de cobertura después de 2016,

año en el que ocurrió la mayor parte de las transformaciones. Para cada sitio se calculó el NDVI medio de todos los píxeles del parche y se aplicó una media móvil centrada de 12 meses para atenuar la variabilidad intranual y resaltar las tendencias de largo plazo (Hansun 2013). Debido a la ausencia de normalidad, las diferencias entre coberturas se analizaron mediante la prueba de Kruskal-Wallis, seguida por comparaciones a pares con la prueba de Dunn corregida por Bonferroni, implementados con el paquete `dunn.test` de R (Dinno 2017).

Para explorar la relación entre NDVI y precipitación acumulada mensual (calculada a partir de los datos de la estación Villa Reynolds de la Red de Estaciones Meteorológicas de San Luis) se ajustaron modelos lineales mixtos con la función `lmer` del paquete `lme4` (Bates et al. 2015). El NDVI se tomó como variable dependiente; las variables independientes fueron la precipitación (`ppt`) y el tipo de cambio de cobertura (factor categórico), mientras que el término aleatorio se asignó al cambio de cobertura para captar la heterogeneidad entre categorías. El modelo general se expresó como:

$$\text{NDVI} = \beta_0 + \beta_1 * \text{ppt} + \beta_2 * \text{transición}(1 \mid \text{transición}) + \beta_3 * \text{ppt} * \text{transición} + \varepsilon$$

Ecuación 2

donde  $\beta_0$  es el intercepto (representa el valor base de NDVI cuando las precipitaciones son cero y la cobertura del suelo es la de referencia);  $\beta_1$  es el coeficiente asociado a las precipitaciones (indica el cambio en el NDVI por cada milímetro adicional de precipitación);  $\beta_2$  es el coeficiente que mide las diferencias entre los distintos tipos de transición en comparación con la cobertura de referencia (Agrícola para las coberturas que parten desde la condición agrícola y Bosque para las que parten de la condición inicial de bosque);  $\beta_3$  es el coeficiente de interacción (mide cómo la relación entre las precipitaciones y el NDVI varía dependiendo de la transición;  $1 \mid \text{transición}$  representa el efecto aleatorio asociado a la transición de uso de suelo (permite modelar la variabilidad entre los diferentes tipos de usos de suelo), y  $\varepsilon$  es el término de error aleatorio del modelo.

El coeficiente  $\beta_3$  (pendiente NDVI-ppt) se utilizó como índice de sensibilidad climática de la vegetación. En este estudio, pendientes más bajas o negativas se interpretaron como una menor capacidad de respuesta de la

vegetación a los pulsos hídricos, utilizada aquí como un proxy funcional de resiliencia (De Keersmaecker et al. 2015; Seddon et al. 2016).

Se realizaron dos análisis independientes usando: a) cobertura agrícola como referencia y comparando los cambios Agrícola Humedal incipiente (AGHI), Agrícola Curso vegetado (AGCV), Agrícola Humedal no vegetado (AGHNV) y Agrícola Humedal vegetado (AGHV) con lotes agrícolas estables, y b) cobertura de bosque como referencia y evaluando el cambio Bosque Humedal vegetado (BHV) frente a lotes de bosque estables.

Las coberturas de referencia representan únicamente la condición estable previa al cambio, sin implicar un estado ecológico pristino o completamente funcional. Las figuras derivadas de estos análisis se editaron, cuando fue necesario, con herramientas gráficas de uso libre (Biorender ([biorender.com](https://biorender.com)) y Canva ([canva.com](https://canva.com)) para mejorar su legibilidad.

#### *Estudios de caso de humedales intervenidos*

Se seleccionaron dos sitios con historial de manejo conocido: uno en la cuenca contigua a El Morro, La Petra, y otro en El Morro (San Luis); ambos poseen dinámicas hidrológicas similares observadas en los últimos 10 años. En ambos sitios se registraron variaciones temporales en la actividad de la vegetación (NDVI) y en la precipitación acumulada entre 2019 y 2024, mientras que la profundidad del nivel freático y la concentración de cloruros en la napa fueron monitoreadas entre 2022 y 2023.

El Sitio 1 ubicado sobre la Ruta Provincial N° 1 (-33.562844° S; -65.260258° O) fue utilizado con fines agrícolas, y el humedal comenzó a formarse después de 2002 (observación en imágenes de Google Earth). En julio de 2022 se registró una intervención con fuego en esta área (observación personal). Es importante destacar que este sitio no cuenta con un sitio de control para comparación. En contraste, el Sitio 2 (-33.263250° S; -66.029020° O), ubicado a ~30 km de la ciudad de San Luis, también tiene un historial de uso agrícola, con el humedal que comenzó a formarse en 2013 (observación en imágenes de Google Earth). Este sitio está dividido en dos secciones por la Ruta Provincial N° 20; en una de las secciones, el productor removió la vegetación con maquinaria (agosto del 2021, observación

personal), mientras que la otra sección no fue intervenida, lo que permitió establecer un control para evaluar los efectos de las prácticas de manejo.

Para ambos sitios, dada su escala espacial, se analizó la actividad fotosintética de la vegetación con imágenes Sentinel-2, con una resolución espacial de 10 m x 10 m. En el Sitio 2 se evaluó, además, la dinámica del nivel freático mediante un transductor de presión conectado a un data logger (Campbell Scientific Instruments). Las mediciones se tomaron cada 30 minutos entre noviembre de 2021 y diciembre de 2023. En ambos sitios se tomaron muestras de agua freática estacionalmente y se midió la concentración de cloruros (mg/L).

La pendiente de la relación entre precipitación y NDVI antes y después de cada intervención se obtuvo del modelo lineal mixto y su significancia se evaluó mediante la prueba de Wald (valor-t) sobre los coeficientes  $\beta$  de precipitación e interacción (lmerTest), considerándose diferencias significativas cuando  $P < 0.05$ . La adecuación del modelo se comprobó con los diagnósticos recomendados por Zuur et al. (2009, 2010): normalidad de los residuos (gráficos Q-Q y prueba de Shapiro-Wilk,  $P > 0.10$ ), homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) y control de pseudo-replicación espacial, promediando el NDVI a nivel de parche antes del ajuste.

## RESULTADOS

### *Modelo de estados y transiciones*

Los análisis permitieron distinguir 9 tipos de cobertura en la cuenca de El Morro. De acuerdo con los criterios operativos establecidos en la sección Materiales y Métodos, 6 fueron consideradas coberturas permanentes (i.e., bosque, agricultura, humedal vegetado, humedal no vegetado, curso de agua vegetado y curso de agua no vegetado) y 3 se clasificaron como coberturas transitorias (i.e., bosque deforestado/quemado, humedal incipiente y depósitos sedimentarios) en función de su duración y estabilidad en la serie de imágenes. (Tabla 2).

Se identificaron 293 sitios que presentaron algún cambio visible de cobertura del suelo entre 2000 y 2023 (Tabla 3). Estas secuencias de cambio, evaluadas bajo los criterios definidos en el MEyT, fueron consideradas posibles transiciones entre coberturas, compatibles

con trayectorias espaciales-temporales dentro del sistema. En total se registraron 11 tipos distintos de trayectorias: 6 comenzaron en sitios con cobertura agrícola y afectaron al 21.2% de la superficie agrícola mapeada en 2000 (según MapBiomias-Pampa), mientras que 4 se originaron en áreas boscosas, abarcando 14.6% de la superficie boscosa de ese mismo año. Una única secuencia de cambio involucró coberturas de cuerpos de agua superficiales, en la trayectoria Laguna-Humedal-Laguna.

En las imágenes posteriores a 2008, año en que se registró la profundización y prolongación del Río Nuevo, se observaron, mediante interpretación visual de la serie temporal satelital, patrones compatibles con acumulación de sedimentos en sectores bajos. Estas áreas fueron luego ocupadas por vegetación típica de humedal y clasificadas como curso de agua vegetado o humedal vegetado, según los criterios del MEyT. El 66% de los cambios de cobertura detectados se localizó en los sectores medio y bajo de la cuenca entre 2003 y 2016. En 2003, 25% de las áreas afectadas por cambios de cobertura correspondía a ese año, mientras que entre 2017 y 2023 ese valor descendió a 9%.

### *Tasa de reversibilidad de las coberturas*

La frecuencia y la persistencia de los cambios de cobertura difirieron según la categoría inicial (Tabla 3). Los lotes agrícolas mostraron la mayor proporción de cambios, con 19.8% de la superficie agrícola transformada entre 2000 y 2019, mientras que los parches de bosque registraron 13.9%. El retorno a la cobertura inicial (agrícolas o bosques) fue bajo en ambos casos: solo 1.4% de los sitios agrícolas y 0.7% de los bosques recuperaron la cobertura inicial durante el período analizado.

### *Dinámica de la vegetación*

Durante el período 2013-2023, los sitios con cobertura de bosque mostraron los valores más altos y estables de NDVI, con una media $\pm$ DE de 0.53 $\pm$ 0.14 (Tabla 3). En los sitios agrícolas que cambiaron a cobertura de humedal incipiente, el NDVI inicial fue superior a 0.45 y descendió a valores inferiores a 0.40 tras el cambio de cobertura. En los casos donde la cobertura de bosque fue reemplazada por humedal vegetado (cambio BHV), el NDVI medio fue 0.45 $\pm$ 0.04, mientras que en los sitios agrícolas fue de 0.43 $\pm$ 0.05. Esta diferencia no resultó estadísticamente significativa (prueba de Dunn,  $P = 0.58$ ). No

**Tabla 2.** Descripción de los tipos de coberturas identificadas en la cuenca de El Morro, incluyendo atributos estructurales (como la vegetación dominante), condición hidrológica y comportamiento temporal. Las definiciones de las categorías se basaron en fuentes previas y adaptaciones propias (MapBiomias Pampa 2019; Díaz et al. 2022; Ríos et al. 2022).

**Table 2.** Description of the land-cover types identified in the El Morro basin, including structural attributes (e.g., dominant vegetation), hydrological condition and temporal behavior. Category definitions were based on previous sources and adapted to the study context (MapBiomias Pampa 2019; Díaz et al. 2022; Ríos et al. 2022).

Descripción del tipo de cobertura	Esquema de comunidad
<p><b>Coberturas permanentes</b></p> <p>1. Bosque. Vegetación natural formada por especies leñosas arbóreas o arbustivas, con una cobertura igual o superior al 20% y menor al 65%. Incluye al bosque esclerofítico abierto (Caldenal)</p>	
<p>2. Agricultura y pasturas. Las pasturas comprenden cultivos forrajeros perennes, como la alfalfa; la resiembra cada 4-5 años se considera parte del manejo y no implica un cambio de estado. La agricultura incluye cultivos anuales (plantados o cosechados en el año de referencia) y las áreas en barbecho entre siembras agrícolas</p>	
<p>3. Humedal vegetado. Área con anegamiento o inundación en forma permanente o temporaria con cobertura herbácea nativa o exótica</p>	
<p>4. Humedal no vegetado. Sitios con presencia de agua superficial, temporal o permanente. Se identificaron como áreas oscurecidas y que evidenciaron un nivel freático poco profundo. Los sitios salinizados se identificaron como áreas blanquecinas con una mayor reflectancia por la presencia de sales en superficie</p>	
<p>5. Curso de agua vegetado. Áreas con presencia de agua en superficie de forma permanente; arroyos y ríos con vegetación herbácea y arbustiva en las riberas</p>	
<p>6. Curso de agua no vegetado: Áreas con presencia de agua en superficie de forma permanente, arroyos y ríos, sin vegetación ribereña.</p>	
<p><b>Coberturas transitorias</b></p> <p>7. Humedal incipiente. Área con anegamiento o salinización superficial temporal</p>	
<p>8. Depósitos sedimentarios. Sedimentos provenientes de eventos de inundación que son removidos y trasladados hacia zonas bajas de la cuenca, son revegetados espontáneamente</p>	
<p>9. Deforestado/quemado. Área con remoción de vegetación por desmonte o quema</p>	

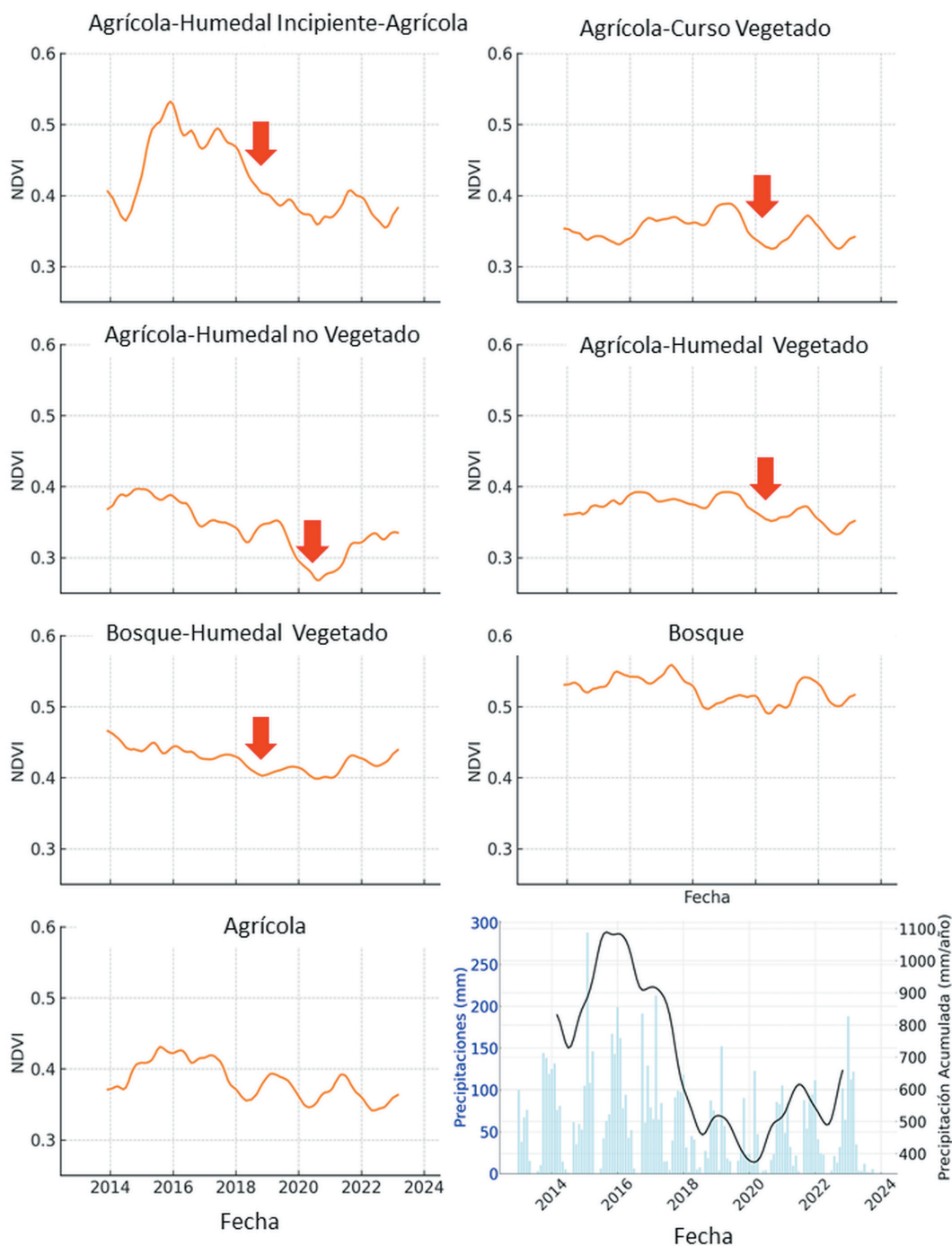
**Tabla 3.** Tipos de transiciones observadas en el área de estudio, incluyendo número de parches, área (km<sup>2</sup>), proporción relativa con respecto al uso inicial del suelo (según MapBiomias Pampa 2000) y tipo de transición (reversible o irreversible). Se reportan, además, estadísticas del índice NDVI (promedio±DE, mínimo y máximo anual para 2013-2023) y resultados de la prueba de comparación de medias (Dunn, P<0.05).

**Table 3.** Types of transitions observed in the study area, including number of patches, area (km<sup>2</sup>), relative proportion with respect to the initial land use (according to MapBiomias Pampa 2000) and type of transition (reversible or irreversible). NDVI statistics (mean±SD, minimum and maximum annual values for 2013-2023) and results of the mean comparison test (Dunn, P<0.05) are also reported.

Tipo de transiciones	Parches (n)	Área (km <sup>2</sup> )	Área de trayectoria / Uso del suelo (%)	Tipos de cobertura	NDVI media±DE (2013-2023)	NDVI mínimo anual	NDVI máximo anual	Prueba de comparación de medias
Agricultura-Humedal no vegetado	10	0.5	0.1	Irreversible	0.35±0.03	0.31	0.4	*Agrícola Humedal Vegetado-Bosque Humedal Vegetado-Bosque
Agricultura-Curso vegetado	33	46.9	12.1	Irreversible	0.45±0.04	0.36	0.52	*Bosque Humedal Vegetado-Bosque
Agricultura-Curso no vegetado	1	0.4	0.1	Irreversible	0.37±0.04	0.32	0.45	
Agricultura-Humedal con influencia de geomorfología	20	3.8	1	Irreversible	0.39±0.04	0.33	0.46	
Agricultura-Humedal-Agricultura	74	5.4	1.4	Reversible	0.41±0.03	0.35	0.45	
Agricultura-Agricultura (permanencia)	30	306.8	78.8	-----	0.38±0.14	0.19	0.80	*Bosque-Bosque Humedal Vegetado
Bosque-Humedal vegetado	22	1.8	3.7	Irreversible	0.45±0.04	0.4	0.52	*Bosque
Bosque-Agricultura-Humedal vegetado	3	4.8	9.8	Irreversible	0.53±0.04	0.47	0.6	
Bosque-Curso vegetado-Bosque	1	0.4	0.7	Reversible	0.48±0.05	0.38	0.53	
Bosque con influencia de geomorfología	6	0.2	0.4	Irreversible	0.43±0.05	0.33	0.53	
Bosque-Bosque (permanencia)	80	41.7	85.4	-----	0.53±0.14	0.17	0.91	
Laguna-Humedal-Laguna	2	0.02	100	Reversible	0.45±0.02	0.34	0.56	

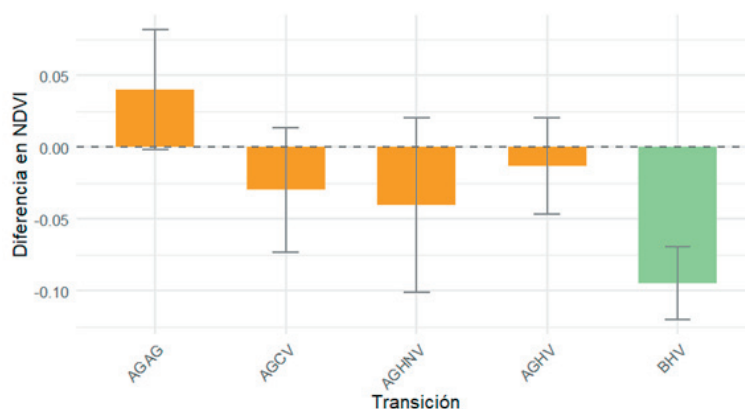
obstante, las imágenes satelitales mostraron cambios visuales compatibles con la aparición de agua superficial y alteraciones en el patrón de vegetación (Figura 3). Los cambios desde cobertura agrícola hacia curso de agua vegetado o hacia humedal no vegetado presentaron los valores de NDVI más bajos, con caídas abruptas posteriores al cambio (Tabla 3, Figura 3). Los sitios clasificados como humedales incipientes derivados de agricultura (AGHI) mostraron valores intermedios de NDVI y una duración temporal inferior a tres años, acorde a la clasificación operativa de coberturas transitorias.

La prueba de Kruskal-Wallis indicó diferencias significativas en los valores de NDVI promedio entre los distintos tipos de cambio de cobertura ( $\chi^2=556.07$ ;  $P<0.001$ ). La prueba post hoc de Dunn, con corrección de Bonferroni, reveló que los sitios clasificados como humedales no vegetados presentaron valores significativamente más bajos de NDVI que el resto de las categorías analizadas (Figura 4). En cambio, los sitios clasificados como humedales vegetados conservaron valores de NDVI similares a los observados en las coberturas previas al cambio. Para cada tipo de cambio de cobertura, se comparó el



**Figura 3.** Media móvil de 12 meses del NDVI con suavizado GAM para Bosques ( $n=80$ ), Bosque-Humedal vegetado ( $n=6$ ), Agricultura ( $n=30$ ), Agricultura-Humedal vegetado ( $n=40$ ), Agricultura-Humedal no vegetado ( $n=3$ ), Agricultura-Curso vegetado ( $n=3$ ) y Agricultura-Humedal incipiente ( $n=13$ ). Las flechas rojas indican el mes en que el NDVI cruza el percentil 10 de su serie histórica, momento utilizado para datar la transición de estado. El panel inferior muestra la precipitación mensual acumulada (mm) para 2013-2023 (barras celestes) y, en negro, la media móvil anual.

**Figure 3.** Twelve-month moving average of NDVI with GAM smoothing for Forest ( $n=80$ ), Forest-Vegetated wetland ( $n=6$ ), Agriculture ( $n=30$ ), Agriculture-Vegetated wetland ( $n=40$ ), Agriculture-Non-vegetated wetland ( $n=3$ ), Agriculture-Vegetated watercourse ( $n=3$ ) and Agricultural-Incipient wetland ( $n=13$ ). Red arrows indicate the month when NDVI falls below the 10th percentile of its historical series, the point used to date the state transition. The lower panel displays accumulated monthly precipitation (mm) for 2013-2023 (light blue bars) and the annual moving average of precipitation for the study period in black.



**Figura 4.** Diferencias en el NDVI para las transiciones: Agrícola-Humedal incipiente-Agrícola (AGAG); Agrícola-Curso vegetado (AGCV); Agrícola-Humedal no vegetado (AGHNV); Agrícola-Humedal vegetado (AGHV); Bosque-Humedal vegetado (BHV) en relación con sus controles Agrícola y Bosque. La barra verde indica la diferencia con respecto al bosque, mientras que las barras naranjas indican la diferencia con respecto al control agrícola. La línea discontinua en cero indica las diferencias significativas en el NDVI entre los grupos analizados y las líneas grises sobre las barras representan la desviación estándar de esas diferencias para cada transición.

**Figure 4.** Differences in NDVI for the transitions: Agricultural-Incipient wetland-Agricultural (AGAG); Agricultural-Vegetated watercourse (AGCV); Agricultural-Non-vegetated wetland (AGHNV); Agricultural-Vegetated wetland (AGHV); Forest-Vegetated wetland (BHV) in relation to their Agricultural and Forest controls. The green bar indicates the difference with respect to the forest, while the orange bars indicate the difference with respect to the agricultural control. The dashed line at zero indicates significant differences in NDVI between the analyzed groups, and the gray lines over the bars represent the standard deviation of those differences for each transition.

NDVI medio antes y después del cambio (definido por la cobertura inicial y final en cada sitio). Se observó una disminución promedio del NDVI de 18.1% en los cambios bosque humedal vegetado (BHV), de 7.8% en agricultura curso vegetado (AGCV), de 10.6% en agricultura humedal no vegetado (AGHNV), y de 3.5% en agricultura humedal vegetado (AGHV). Por el contrario, los sitios con cambio agricultura humedal incipiente (AGHI) mostraron un aumento promedio del NDVI de 10.5% respecto a los valores agrícolas iniciales ( $P=0.001$ ) (Tabla 3).

El modelo lineal mixto mostró una relación positiva entre NDVI y precipitación mensual en las coberturas agrícolas y boscosas tomadas como referencia (coeficiente  $\beta_1=0.001$  en ambos casos) (Tabla 4). En los sitios que presentaron cambios de cobertura, los coeficientes de interacción entre precipitación y tipo de cambio fueron negativos ( $-0.001$ ), lo que indica que la pendiente de respuesta del NDVI a los pulsos de precipitación fue menor en estos sitios respecto a los sitios estables. Este patrón se observó tanto en los cambios desde agricultura como desde bosque, independientemente del tipo de cobertura final registrada.

#### *Estudio de caso de humedales intervenidos*

En los sitios evaluados, los valores de NDVI revelaron que la vegetación respondió

de manera diferente a las intervenciones realizadas (Figura 5, Tabla 5). En el Sitio 1 se registró una caída abrupta del NDVI (de 0.51 a 0.28) tras la intervención con fuego. Aunque el NDVI mostró un leve aumento posterior, no alcanzó los niveles previos al evento ( $-0.32$ ). La prueba de Mann-Whitney U mostró diferencias significativas entre el sitio intervenido y el no intervenido ( $W=1671020$ ;  $P<0.001$ ) (Figura 5, Tabla 5). En el Sitio 1 se observó una reducción en la profundidad del nivel freático de 108 cm a 33 cm, y un incremento de la concentración de cloruros de 1040.2 mg/L a 3508.5 mg/L. Sin embargo, no se registraron diferencias significativas en salinidad entre secciones con y sin intervención ( $\chi^2=3$ ;  $P=0.392$ ) (Tabla 5).

En el Sitio 2, el NDVI disminuyó inicialmente en la sección intervenida, pero aumentó de forma gradual hacia el final del período (Figura 5). La prueba de Mann-Whitney U indicó diferencias significativas entre la sección intervenida y la no intervenida ( $W=1239156$ ;  $P=0.006$ ) (Tabla 5). Ambas secciones mantuvieron un nivel freático poco profundo ( $<150$  cm). La concentración de cloruros se redujo en ambas secciones luego de la intervención: de 1585.0 a 578.8 mg/L en la intervenida, y de 2013.0 a 689.2 mg/L en la no intervenida. No se detectaron diferencias significativas ni en profundidad freática ( $W=6$ ;  $P=0.50$ ) ni en salinidad ( $W=1$ ;  $P=0.50$ ) (Tabla 5).

**Tabla 4.** Resultados del modelo lineal mixto con interacción entre precipitaciones y transiciones de uso del suelo para el índice NDVI. Se presentan los coeficientes de regresión ( $\beta$ ), errores estándar, valores t y significancia estadística.  $\beta_1$  representa el cambio en NDVI por cada mm de precipitación mensual.  $\beta_3$  indica cómo varía esta relación según el tipo de transición. Las transiciones incluyen cambios desde bosque a humedales (vegetados o no) y distintos usos agrícolas. Significancia:  $P < 0.001$  (altamente significativo),  $P < 0.05$  (moderadamente significativo). BHV: Bosque a Humedal vegetado. BHNV: Bosque a Humedal no vegetado. AGAG: Agricultura a Agricultura. AGHV: Agricultura a Humedal vegetado. AGHNV: Agricultura a Humedal no vegetado. AGCV: Agricultura a Curso vegetado.

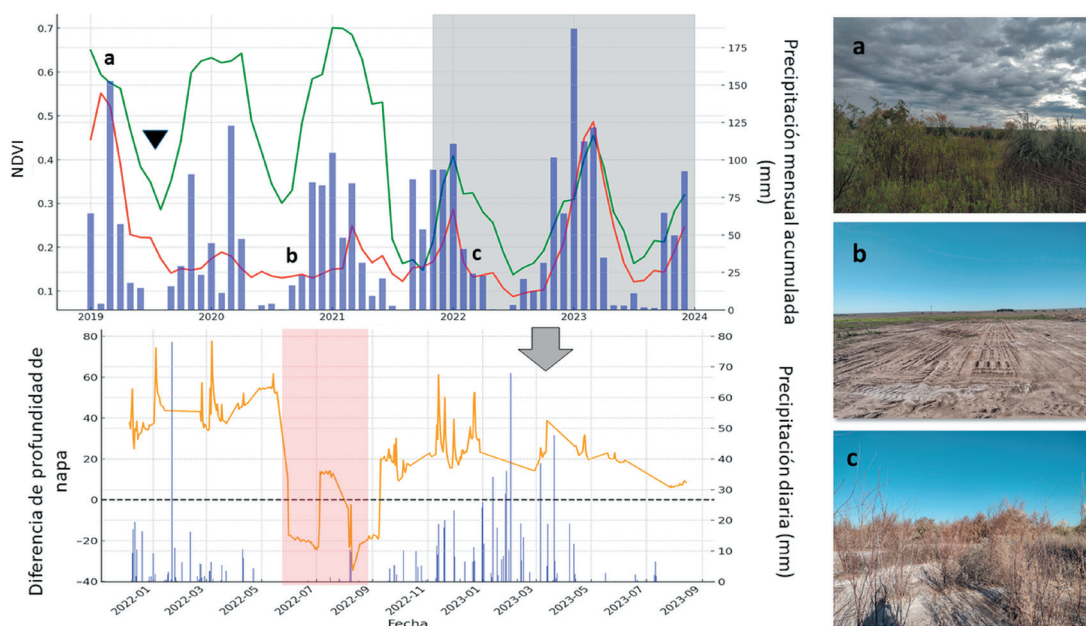
**Table 4.** Results of the linear mixed-effects model with interaction between monthly precipitation and land-use transitions for NDVI. Reported values include regression coefficients ( $\beta$ ), standard errors, t-values and significance levels.  $\beta_1$  indicates the change in NDVI per mm of monthly precipitation.  $\beta_3$  shows how this relationship varies depending on the type of transition. Transitions include shifts from forest to vegetated or non-vegetated wetlands and different agricultural uses. Significance levels:  $P < 0.001$  (highly significant),  $P < 0.05$  (moderately significant). BHV: Forest to Vegetated wetland. BHNV: Forest to Non-vegetated wetland. AGAG: Agriculture to Agriculture. AGHV: Agriculture to Vegetated wetland. AGHNV: Agriculture to Non-vegetated wetland. AGCV: Agriculture to Vegetated stream.

Variable	Estimación ( $\beta$ )	Error estándar	Estadístico t	Significancia
Intercepto (Bosque, $\beta_0$ )	0.443	0.097	4.57	$P < 0.001$
Precipitación mensual ( $\beta_1$ )	0.001	0.001	10.263	$P < 0.001$
Transición BHV ( $\beta_2$ )	-0.051	0.137	-0.374	No significativa
Interacción Precipitación: BHV ( $\beta_3$ )	-0.001	0.0002	-3.979	$P < 0.05$
Intercepto (Agrícola, $\beta_0$ )	0.312	0.045	6.88	$P < 0.001$
Precipitación mensual ( $\beta_1$ )	0.001	0.0001	8.988	$P < 0.001$
Transición AGAG ( $\beta_2$ )	0.076	0.064	1.193	No significativa
Transición AGCV ( $\beta_2$ )	0.015	0.064	0.234	No significativa
Transición AGHNV ( $\beta_2$ )	-0.001	0.064	-0.017	No significativa
Transición AGHV ( $\beta_2$ )	0.026	0.064	0.405	No significativa
Interacción Precipitación: AGAG ( $\beta_3$ )	-0.001	0.0002	-3.332	$P < 0.05$
Interacción Precipitación: AGCV ( $\beta_3$ )	-0.001	0.0002	-4.091	$P < 0.001$
Interacción Precipitación: AGHNV ( $\beta_3$ )	-0.001	0.0002	-3.595	$P < 0.001$
Interacción Precipitación: AGHV ( $\beta_3$ )	-0.001	0.0002	-3.566	$P < 0.001$

**Tabla 5.** Estudios de caso sitios 1 y 2, fecha de muestreo, profundidad del nivel freático (cm) y concentración de cloruros en el agua de la napa (ppm). Las celdas con fondo gris muestran las mediciones realizadas posteriores al manejo (fuego o remoción de la vegetación).

**Table 5.** Case study sites 1 and 2, sampling date, depth of the water table (cm) and chloride concentration in the groundwater (ppm). The cells with a gray background show measurements taken after the management intervention (fire or vegetation removal).

Sitio	Fecha de muestreo	Profundidad del nivel freático (cm)	Concentración de cloruros en agua de la napa (ppm)
Sitio 1	31/3/22	74	1149.4
	6/7/22	108	1040.2
Sitio 1	30/3/23	33	3508.5
	30/8/23	92	2394.3
Sitio 2	29/4/22	57	1585.0
	4/7/22	49	891.2
	1/5/23	64	820.5
	1/6/23	54	578.8
Sitio 2	29/4/22	115	2013.0
	4/7/22	112	1460.1
	1/5/23	141	1525.9
	13/7/23	116	689.2



**Figura 5.** Cambios en vegetación, productividad y profundidad de napa freática en el Sitio 2. a) NDVI mensual medio para los sitios con (línea roja) y sin manejo (línea verde), junto con la precipitación mensual acumulada (barras celestes). El triángulo negro indica el momento de intervención (remoción de vegetación) en el sitio con manejo. El área sombreada en gris indica el período ampliado en 'b'. b) Diferencia diaria de profundidad de napa (sitio con manejo - sin manejo, línea naranja) y precipitación diaria (barras azules). El área en rojo resalta el período en que el sitio con manejo presentó una napa más profunda. La flecha indica la correspondencia temporal entre 'a' y 'b'. c) Imágenes representativas del sitio sin manejo (arriba) y del sitio con manejo (arriba) y después de la revegetación (abajo), correspondientes a los momentos marcados en 'a'.

**Figure 5.** Changes in vegetation, productivity and ground-water-table depth at Site 2. a) Monthly mean NDVI for managed (red line) and unmanaged (green line) areas, along with accumulated monthly precipitation (light blue bars). The black triangle marks the timing of the management intervention (vegetation removal) in the managed site. The grey shaded area indicates the period expanded in 'b'. b) Daily difference in water-table depth between managed and unmanaged sites (orange line) and daily precipitation (blue bars). The red shaded area highlights the period during which the managed site had a deeper water table. The arrow shows the temporal correspondence between 'a' and 'b'. c) Representative images of the unmanaged site (top) and the managed site, before (middle) and after revegetation (bottom), corresponding to the time points indicated in 'a'.

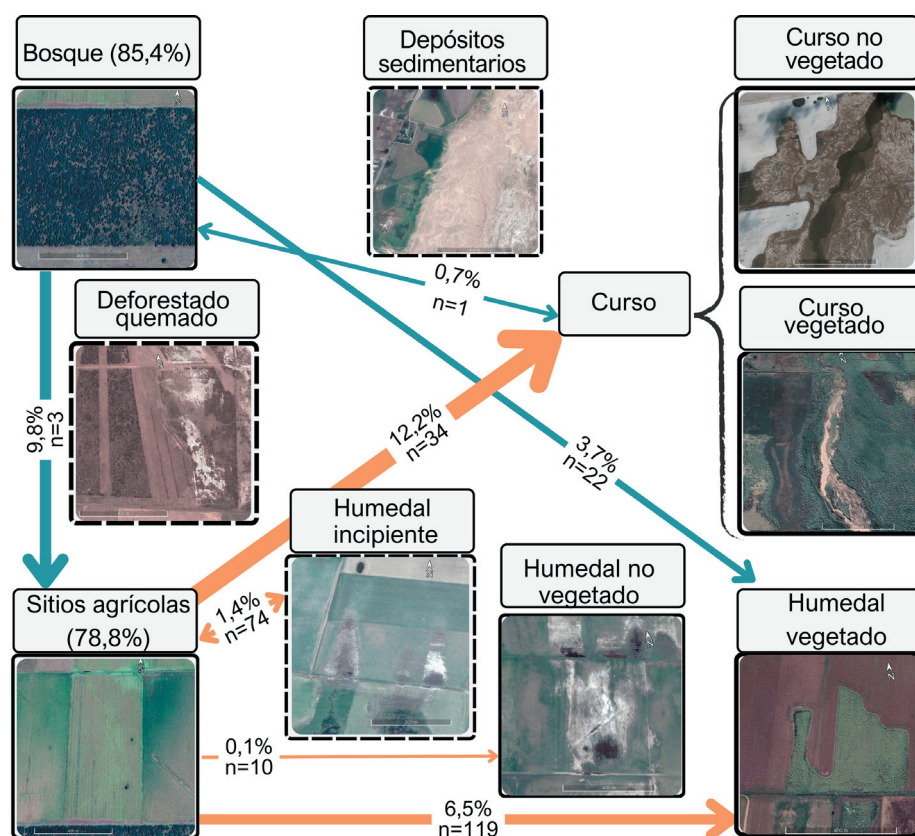
En ambos humedales, los máximos mensuales de precipitación ( $>100$  mm) coincidieron con picos de NDVI (Figura 5). En el Sitio 1, la pendiente del ajuste NDVI-ppt fue 0.0013 antes de la quema y se redujo a 0.0006 después. En el Sitio 2, la sección no intervenida mantuvo una pendiente similar (0.0011), mientras que la intervenida presentó una pendiente más baja (0.0007) y valores de NDVI más reducidos hacia el final de 2023.

## DISCUSIÓN

Desde la perspectiva del MEyT, los resultados indicaron una baja reversibilidad del sistema, con múltiples transiciones hacia estados no vegetados o con vegetación espontánea, nativa o exótica, que no muestran trayectorias de retorno (Figura 6). Estas transiciones —rápidas o lentas según el caso— sugieren la superación de umbrales ecológicos ligados a

procesos como la salinización, la compactación del suelo o la pérdida del banco de semillas. La persistencia de estas configuraciones refleja una reorganización funcional profunda, con menor capacidad de respuesta ante perturbaciones. En este trabajo, los estados fueron definidos como configuraciones de cobertura persistentes ( $>5$  años) con comportamiento funcional relativamente estable (según NDVI), sin asumir equivalencias directas con unidades florísticas. Los lotes agrícolas, si bien requieren insumos anuales, mostraron patrones espaciales constantes y valores de NDVI estables a lo largo de la serie temporal, por lo que fueron considerados estados operativos en este marco.

Los resultados indicaron que los bosques presentaron mayor estabilidad temporal del NDVI que los lotes agrícolas, pero con resiliencia funcional limitada en su capacidad



**Figura 6.** Modelo de estados y transiciones propuesto para el área de estudio en el periodo 2000-2013. Los recuadros con líneas sólidas representan los estados permanentes, mientras que los recuadros con líneas punteadas representan las transiciones de degradación. Las flechas y su grosor indican la probabilidad de cada cambio de estado, considerando el uso de suelo inicial, como se describe en la Tabla 2. Las flechas dobles indican transiciones que se han revertido. Los porcentajes muestran la proporción del área inicial de cada estado que se ha transformado a otro. Imágenes de Google Earth.

**Figure 6.** Proposed state-and-transition model for the study area during the 2000-2013 period. Solid-bordered boxes represent persistent states, while dashed-bordered boxes represent degradation transitions. Arrows and their thickness indicate the probability of each state change, considering the initial land use, as detailed in Table 2. Double-headed arrows indicate transitions that were reversed. Percentages represent the proportion of the initial area of each state that transitioned into another. Google Earth images.

de recuperación luego de disturbios; es decir, con menor elasticidad ante pulsos hídricos. La pendiente  $\beta$  de la relación NDVI-precipitación se redujo un 55% en los bosques que transicionaron a humedal vegetado y entre 52% y 64% en las transiciones agrícolas; esto sugiere una disminución de la sensibilidad de la vegetación a los pulsos hídricos. Aunque este indicador es útil para evaluar respuestas hidrológicas, su interpretación como proxy de resiliencia exige cautela: el NDVI refleja solo la actividad fotosintética superficial y no capta otros componentes (i.e., regeneración subterránea, diversidad florística, procesos biogeoquímicos). Esto se evidenció en transiciones bosque humedal vegetado, donde no hubo diferencias significativas de NDVI, pero sí cambios estructurales visibles

(e.g., agua superficial), lo que demuestra que algunos procesos funcionales pueden pasar inadvertidos si se analiza solo la señal espectral.

En este estudio, resiliencia funcional se entiende como elasticidad: la capacidad de la vegetación de aumentar su NDVI ante pulsos hídricos; es decir, de recuperar o sostener niveles previos de NDVI tras un disturbio. En consecuencia, la pendiente  $\beta$ (NDVI-ppt) se interpreta como indicador de respuesta a períodos húmedos, no como medida de resistencia a la sequía. De esta manera, se distingue resiliencia (elasticidad, capacidad de respuesta) de resistencia (mantenimiento de funciones sin variación significativa), en línea con Walker et al. (2004). Asimismo, se reconoce

que cada estado alternativo, incluso los degradados, puede expresar su propia forma de resiliencia en tanto mantenga estabilidad en sus funciones dominantes (Bestelmeyer et al. 2009). Pendientes altas denotan mayor capacidad de respuesta; pendientes bajas o negativas sugieren desacople funcional o limitaciones abióticas (e.g., anegamiento, salinización) que impiden aprovechar el agua. Durante sequías, una baja variación del NDVI puede tener dos lecturas: a) resistencia/desacople cuando el NDVI se mantiene alto y estable (e.g., leñosas con acceso a napa), o b) degradación funcional cuando el NDVI es persistentemente bajo y existen evidencias estructurales de cambio. De este modo, la definición de resiliencia funcional utilizada en este trabajo (elasticidad) se diferencia de otras acepciones más amplias de resiliencia ecológica, que incluyen resistencia y capacidad de reorganización tras disturbios (Walker et al. 2004). La interpretación se realiza por estado (i.e., bosque, agrícola, humedal) combinando el valor medio del NDVI con la evidencia estructural: co-ocurrencia de NDVI bajo y cambios estructurales se interpreta como pérdida de resiliencia funcional de un estado degradado. En cambio, NDVI alto y estable sugiere resistencia al cambio (Walker et al. 2004; Bestelmeyer et al. 2009; Lake 2013).

Si bien este trabajo se basó en indicadores derivados de teledetección (NDVI y persistencia estructural), la aproximación funcional utilizada permitió detectar señales relevantes de degradación ecológica a escala de paisaje, consistentes con patrones de pérdida de resiliencia del estado inicial documentados en otros sistemas (Mushet et al. 2020; Forzieri et al. 2022). En este sentido, la estabilidad observada en el NDVI no siempre implica resiliencia ecológica: pueden existir equilibrios estables tanto en sistemas funcionales como en estados degradados (López et al. 2013, 2022), y en bosques con NDVI alto y estable, la aparente estabilidad puede estar condicionada por historia de uso, condiciones ambientales o severidad de disturbios (Ibáñez et al. 2020). Por lo tanto, la evaluación de estabilidad funcional a partir del NDVI debe realizarse en conjunto con otras métricas y observaciones complementarias.

El análisis también permitió identificar trayectorias de transición emergentes que podrían representar fases tempranas de degradación. Entre ellas, los humedales incipientes y los depósitos de sedimentos se caracterizaron por su baja productividad

(NDVI <0.4), alta variabilidad funcional y escasa reversibilidad en el período analizado. Estos estados pueden surgir como resultado del ascenso freático, procesos de salinización o pérdida de cobertura vegetal, y presentan una alta sensibilidad a los cambios hidrológicos. Esto los vuelve vulnerables a consolidarse como estados degradados. Este patrón fue reportado en el Chaco y en el Espinal, donde la salinización freática y las intervenciones hidrológicas limitaron la capacidad del sistema para sostener vegetación leñosa densa (i.e., bosques y matorrales cerrados) (Bogino and Jobbágy 2011).

La aparición de estos neo-ecosistemas no se puede atribuir solo a prácticas locales, sino también a transformaciones antrópicas a escala de cuenca. Cambios en la conectividad hidrológica, la expansión agrícola y el drenaje del paisaje pueden generar efectos de contagio, en los que una transición en un sector del paisaje aumenta la probabilidad de transiciones similares en zonas vecinas (Bestelmeyer et al. 2009). En este sentido, los humedales incipientes y no vegetados se interpretan como estados transicionales con baja resiliencia funcional (Bestelmeyer et al. 2009), susceptibles de consolidarse como estados degradados. Su progresión puede disminuir la provisión de servicios ecosistémicos a escala de cuenca (e.g., regulación hidrológica, productividad). El análisis multiescalar aportó evidencia de trayectorias con baja reversibilidad asociadas a disturbios antrópicos (fuego, raleo selectivo). En el Sitio 1, el fuego redujo drásticamente el NDVI (0.51 a 0.28) y elevó la concentración de cloruros en la napa, sin evidencia de recuperación funcional posterior. En el Sitio 2, el raleo generó un efecto inicial más leve, pero se observaron pérdidas de cobertura vegetal y salinización progresiva del suelo. En ambos casos, la salinización edáfica y el ascenso freático redujeron la capacidad del sistema para sostener su estructura de vegetación y su funcionamiento (NDVI), debilitando la resiliencia del estado inicial (2013). Estos resultados son consistentes con el papel de la pérdida sostenida de vegetación como disparador de transiciones al alterar balances hídricos (Scheffer et al. 2015).

Las trayectorias más frecuentes a nivel de cuenca correspondieron al pasaje de uso agrícola a estados de humedal, con escasa reversibilidad. Mientras los humedales incipientes tendieron a aumentar su NDVI en fases tempranas, los humedales no vegetados

y los cursos de agua presentaron reducciones sostenidas en la actividad fotosintética. En particular, el estado agrícola-humedal no vegetado (AGHNV) mostró baja cobertura vegetal y coeficientes de interacción negativos entre precipitación acumulada y NDVI, lo que sugiere un desacople funcional ante pulsos hídricos interanuales (Evans and Geerken 2004).

La combinación de napas freáticas someras (<1.5 m) y NDVI sostenido <0.40 se asoció con trayectorias de baja reversibilidad, lo que sugiere la presencia de umbrales estructurales (i.e., cambios persistentes en la estructura de la vegetación que no revierten bajo la variabilidad climática típica) y funcionales (desacople NDVI-precipitación  $-\beta \approx 0$  o negativa— junto con NDVI medio bajo) en la transición hacia estados degradados (Briske et al. 2005; Bestelmeyer et al. 2009; Suding and Hobbs 2009). En estos contextos, la escasa transpiración de la vegetación tolerante a la salinidad y la cercanía de la napa promueven la evaporación directa y la acumulación de sales en superficie, activando retroalimentaciones positivas que refuerzan la salinización edáfica y limitan la recuperación del sistema (Qi et al. 2021). Este tipo de mecanismos también fue documentado en otras regiones del Espinal y el gran Chaco, donde la deforestación y el ascenso freático alteraron la vegetación y la funcionalidad ecosistémica (Bogino and Jobbágy 2011; Marchesini et al. 2015). A nivel global, numerosos estudios vincularon las fluctuaciones hidrológicas y el mal manejo del agua con transiciones irreversibles y pérdida de servicios ecosistémicos (Gordon et al. 2008; Mushet et al. 2020).

En este marco, el monitoreo de indicadores como el NDVI, la profundidad freática y la respuesta a pulsos climáticos adquiere relevancia como señal temprana de pérdida de resiliencia de ecosistemas agroproductivos del centro de la Argentina frente a perturbaciones

hidrológicas (i.e., ascenso freático, anegamiento y salinización). Los hallazgos refuerzan el valor del MEyT como herramienta conceptual y operativa para interpretar paisajes con dinámica hidrológica activa. El enfoque adoptado, basado en persistencia estructural, trayectorias espectrales e información local de campo, ofrece una alternativa viable en regiones con escasa disponibilidad de datos funcionales. A futuro, su integración con estrategias de manejo adaptativo (e.g., cultivos perennes, revegetación con especies nativas, agroforestería) podría orientar prácticas que minimicen la expansión de estados degradados y mejoren la resiliencia del paisaje frente al anegamiento y la salinización inducidos por cambios hidrológicos y de manejo. En particular, identificar estados persistentes con baja capacidad de recuperación funcional (e.g., los humedales no vegetados) permite avanzar en su interpretación como posibles neo-ecosistemas (Hobbs et al. 2009). Esto refuerza la necesidad de repensar las metas de manejo en contextos de cambio irreversible. Este tipo de enfoques representa un aporte concreto para enfrentar las transformaciones aceleradas que atraviesan los ecosistemas agrícolas en zonas semiáridas.

**AGRADECIMIENTOS.** Este trabajo contó con fondos de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina para el PICT 2018-01216: "Pautas ecológicas e hidrológicas para el manejo de ambientes degradados por anegamiento y salinización en el Chaco-Espinal Argentino". YD, VM y EJ fueron parcialmente financiados por CONICET y ML por el FONCyT. Agradecemos a MGL por la imagen de bosque y a todos los alumnos, técnicos, becarios e investigadores que acompañaron en la toma de muestras, y especialmente a la familia Ordoñez que ha permitido, históricamente la intromisión de miembros del GEA para la instalación y observación de los freatometros para realizar mediciones temporales de napa.

## REFERENCIAS

- Baeza, S., E. Vélez-Martín, D. De Abelleira, S. Bancharo, F. Gallego, et al. 2022. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 28:100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, and S. Walker. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1):1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Bestelmeyer, B. T., A. J. Tugel, G. L. Peacock, D. G. Robinett, P. L. Shaver, et al. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology and Management* 62: 1-15. <https://doi.org/10.2111/08-146>.
- Bestelmeyer, B. T., K. Moseley, P. L. Shaver, H. Sánchez, D. D. Briske, and M. E. Fernández-Giménez. 2010. Practical guidance for developing state-and-transition models. *Rangelands* 32(6):23-30. <https://doi.org/10.2111/rangelands-d-10-00077.1>.

- Bestelmeyer, B. T. 2015. National assessment and critiques of state-and-transition models: the baby with the bathwater. *Rangelands* 37(3):125-129. <https://doi.org/10.1016/j.rala.2015.03.004>.
- Bestelmeyer, B. T., A. Ash, J. R. Brown, B. Densambuu, M. Fernández-Giménez, et al. 2017. State and transition models: theory, applications, and challenges. Pp. 303-345 en D. D. Briske (ed.). *Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_9).
- 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>.
- Briske, D. D., S. D. Fuhlendorf, and F. E. Smeins. 2005. State and transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology and Management* 58(1):1-10. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2005\)58<1:SMTARH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58<1:SMTARH>2.0.CO;2).
- Caudle, D., J. DiBenedetto, M. Karl, H. Sánchez, and C. Talbot. 2013. *Interagency Ecological Site Handbook for Rangelands*. U.S. Dept. of Agriculture NRCS; U.S. Dept. of the Interior BLM; U.S. Forest Service, Washington DC, USA.
- 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>.
- De Keersmaecker, W., S. Lhermitte, L. Tits, J. H. J. Schaminée, B. Haest, et al. 2015. A model quantifying global vegetation resistance and resilience to short-term climate anomalies and their relationship with vegetation cover. *Global Ecology and Biogeography* 24:539-548. <https://doi.org/10.1111/geb.12279>.
- Díaz, Y., E. G. Jobbágy, and V. A. Marchesini. 2022. Neo-humedales emergentes en ambientes pampeanos: cartografía y dinámicas recientes. *Ecología Austral* 32(3):821-834. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1870>.
- Dinno, A. 2017. dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.3.5. URL: [cran.r-project.org/package=dunn.test](https://cran.r-project.org/package=dunn.test).
- Evans, J. P., and R. Geerken. 2004. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *Journal of Arid Environments* 57:535-554. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00121-6](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00121-6).
- Forzieri, G., V. Dakos, N. G. McDowell, M. Ramdane, and A. Cescatti. 2022. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances across global forests. *Nature* 608:534-539. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04959-9>.
- Galván, M. J., and A. D. Collado. 2009. Escurrimientos hídricos superficiales en la cuenca hidrográfica de "El Morro", provincia de San Luis. *Información Técnica* 175. INTA Centro Regional La Pampa-San Luis, San Luis, Argentina.
- Giménez, R., M. D. Nosetto, J. L. Mercáu, R. Páez, and E. G. Jobbágy. 2016. Ecohydrological thresholds and regime shifts in semiarid streams. *Hydrological Processes* 30:2603-2616. <https://doi.org/10.1002/hyp.10901>.
- González Roglich, M., J. J. Swenson, D. Villarreal, E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2015. Woody plant-cover dynamics in Argentine savannas from the 1880s to 2000s: the interplay of encroachment and agriculture conversion at varying scales. *Ecosystems* 18:481-492. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9841-5>.
- Gordon, L. J., V. Petersson, and C. M. Finlayson. 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology and Evolution* 23(4):211-219. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.02.012>.
- Hansen, M. C., S. V. Stehman, and P. V. Potapov. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:8650-8655. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912668107>.
- Hansun, S. 2013. A new approach of moving average method in time series analysis. Pp. 1-4 en 2013 Conference on New Media Studies (CoNMedia). Institute of Electrical and Electronics Engineers, Bandung, Indonesia. <https://doi.org/10.1109/CoNMedia.2013.6708545>.
- 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>.
- Houspanossian, J., R. Giménez, G. Baldi, and M. Nosetto. 2016. Is aridity restricting deforestation and land uses in the South American Dry Chaco? *Journal of Land Use Science* 11:369-383. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2015.1136707>.
- Ibáñez, I., K. Acharya, E. Juno, C. Karounos, B. R. Lee, et al. 2020. Forest resilience under global environmental change: do we have the information we need? A systematic review. *PLoS ONE* 15:e0234954. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222207>.
- Jobbágy, E. G., M. D. Nosetto, 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. G., S. Lorenzo, N. Buono, R. Páez, Y. Díaz, and V. A. Marchesini. 2021. 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>.
- Kennedy, R. E., Z. Yang, and W. B. Cohen. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr---Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment* 114:2897-2910. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>.
- López, D. R., M. A. Brizuela, P. Willems, M. R. Aguiar, G. Siffredi, and D. Bran. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators* 24:1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.014>.
- López, D. R., R. Aragón, L. Ghermandi, G. G. Pizarro, and D. Bran. 2022. State-and-transition models support the identification of thresholds and the design of management strategies in drylands. *Applied Vegetation Science* 25(2): e12670. <https://doi.org/10.1111/avsc.12670>.

- Magliano, P. N., R. J. Fernández, R. Giménez, V. A. Marchesini, R. A. Páez, and E. G. Jobbágy. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral* 26(2):95-106. <https://doi.org/10.25260/ea.16.26.2.0.148>.
- Marchesini, V. A., R. J. Fernández, J. F. Reynolds, J. A. Sobrino, and C. M. Di Bella. 2015. Changes in evapotranspiration and phenology as consequences of shrub removal in dry forests of central Argentina. *Ecohydrology* 8:1304-1311. <https://doi.org/10.1002/eco.1583>.
- Marchesini, V. A., R. Giménez, M. D. Nosetto, 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>.
- Morello, J., S. Matteucci, A. Rodríguez, and M. Silva. 2018. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Segunda edición. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Mushet, D. M., O. P. McKenna, and K. I. McLean. 2020. Alternative stable states in inherently unstable systems. *Ecology and Evolution* 10(2):843-850. <https://doi.org/10.1002/ece3.5944>.
- Qi, Z., C. Xiao, G. Wang, and X. Liang. 2021. Study on ecological threshold of groundwater in typical salinization area of Qian'an County. *Water* 13:856. <https://doi.org/10.3390/w13060856>.
- Ríos, L., O. Guillermo, C. Jorge, E. Jobbágy, S. Moreiras, and V. Marchesini. 2022. Geomorphological controls on the evolution of a new streamflow in the piedmont of the southern Sierras Pampeanas: a case study of the Río Nuevo, west-central Argentina. *Journal of South American Earth Sciences* 120:104082. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104082>.
- Rusch, V. E., D. R. López, L. Cavallero, G. M. Rusch, L. A. Garibaldi, et al. 2017. Modelo de estados y transiciones de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sustentable. *Ecología Austral* 27(2): 266-278. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.2.0.240>.
- Scanlon, B. R. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* 11:1577-1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>.
- Scanlon, B. R., K. E. Keese, A. L. Flint, L. E. Flint, C. B. Gaye, et al. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* 20:3335-3370. <https://doi.org/10.1002/hyp.6335>.
- Scanlon, B. R., I. Jolly, M. Sophocleous, and L. Zhang. 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: quantity versus quality. *Water Resources Research* 43(3):W03437. <https://doi.org/10.1029/2006WR005486>.
- Scheffer, M., S. R. Carpenter, V. Dakos, and E. H. van Nes. 2015. Generic indicators of ecological resilience: inferring the chance of a critical transition. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46:145-167. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054242>.
- Seddon, A. W. R., M. Macias-Fauria, P. R. Long, D. Benz, and K. J. Willis. 2016. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature* 531:229-232. <https://doi.org/10.1038/nature16986>.
- Suding, K. N., and R. J. Hobbs. 2009. Models for ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. Pp. 3-21 en R. J. Hobbs and K. N. Suding (eds.). *New models for ecosystem dynamics and restoration*. Island Press, Washington D.C., USA.
- 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>.
- Turnbull, L., L. Montagu, and R. M. H. Cutler. 2012. Landscape-scale salinization processes in the southeastern Australian outback. *Hydrological Processes* 26:3232-3240. <https://doi.org/10.1002/eco.265>.
- Walker, G. R., M. Gilfedder, and J. Williams. 1999. Effectiveness of current farming systems in the control of dryland salinity. CSIRO Land and Water, Canberra, Australia. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14561.71524>.
- Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9(2):5. URL: [tinyurl.com/5n7aa5ms](http://tinyurl.com/5n7aa5ms).
- Westoby, M., B. H. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42:266-274. <https://doi.org/10.2307/3899492>.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, New York, USA.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, and C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1(1):3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>.