Dinámica superficial del agua en planicies semiáridas: el papel de las precipitaciones y de la cobertura vegetal

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias

Patricio Nicolás Magliano Ingeniero Agrónomo, Universidad de Buenos Aires, 2009

Grupo de Estudios Ambientales - IMASL, Universidad Nacional de San Luis & CONICET.





BA Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano

Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis **Esteban Gabriel Jobbágy** Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires) M.Sc., Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires) Ph.D., Biología (Duke University)

Co-director de tesis **Roberto Javier Fernández Aldúncin** Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires) M.Sc., Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires) Ph.D., Biología (Duke University)

Consejero de Estudios Marcelo Daniel Nosetto Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Entre Ríos) Dr., Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Jorge Oscar Ares

Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional de Buenos Aires Doctor. Universidad de Göttingen

Sandra Janet Bucci

Licenciada en Ciencias Biológicas. Universidad de Buenos Aires Doctor en Ciencias Biológicas. Universidad de Buenos Aires

Bradford Wilcox

M.S. Texas Tech University - Range Management Ph.D. New Mexico State University - Range Management

Fecha de defensa de la tesis: 21 de marzo de 2016

Había aprendido sin esfuerzo el inglés, el francés, el portugués, el latín. Sospecho, sin embargo, que no era muy capaz de pensar. Pensar es olvidar diferencias, es generalizar, abstraer. En el abarrotado mundo de Funes no había sino detalles, casi inmediatos. Jorge Luis Borges, 1944. Funes el memorioso, Ficciones.

Dedicado a mis viejos, y al barrio de Devoto

Agradecimientos

Quiero agradecer profundamente a Esteban y a Roberto por acompañarme y guiarme en este proceso de aprendizaje que representó una parte muy importante de mi vida. Quiero destacar su enorme ayuda, transmitiendo ideas, dedicando tiempo de calidad y haciendo posible decisiones laborales y personales, que hace unos años parecían sueños. Con mayúscula y de corazón, GRACIAS.

Quiero agradecer al IMASL por brindarme el lugar de trabajo y el apoyo logístico cotidiano, especialmente a Andrea Gómez; y a mis amigos del GEA que, desde una posición desinteresada, me han dado una mano en el cotidiano: Raúl, Javi, Germán, Fran, Flavia, Carlita, Marisa, Vicky, Jorge, Marce, Sil, Sofi, Francois, Romi, Osvaldo, Sylvain, Steve. Aprovecho para hacer una mención especial para Ricardo Páez, por su enorme ayuda en las tareas de campo y por transmitirme muchos de los "saberes del monte".

Quiero agradecer también a Dave Breshears (Arizona University); a José Paruelo, a Gervasio Piñeiro y a los compañeros del LART; a Esteban Fernández y la gente que me ha ayudado en IFEVA; a Pablo Prystupa y Flavio Gutiérrez Boem de FAUBA; a Diego Steinaker, Juanpa Martini y Daniel Arroyo de INTA-SL; a Alfredo García y Carlos Di Bella de INTA-Castelar; a la "Asociación de Campesinos del Valle de Conlara" y su gente, especialmente a Damián, Luis y Pablo.

Quiero agradecer a Yeye Darvich por permitirme trabajar en su campo y por compartir conmigo asados y muy gratos momentos. A Gabriel Fernández del establecimiento "La Rosita" y a la empresa SER BEEF, por permitirme trabajar en sus campos y por brindarme apoyo logístico. A las familias del Vaina y Funes por la gran ayuda en las tareas de campo y la hospitalidad. A Alejandro Sánchez, a Nicolás Ríos Centeno y a Martín Ibarra por brindarme valiosa información de campo.

Un agradecimiento muy especial para mi hermana Agus, quien me acompaño incondicionalmente en todas las decisiones de mi vida, siempre. A mis viejos, mi abuela y mi tía; a mis amigos del barrio y de la vida, de la secu y de la facu; a María y a Eduardo.

Finalmente quiero agradecer eternamente a Eva, por acompañarme y hacerme feliz cada día y a cada instante; por enseñarme que "si no hay amor, no hay nada…"; pero fundamentalmente por hacerme padre del Facu, esa personita tan pequeña e increíble, desde donde me paro a mirar el mundo, nuevamente.

Este trabajo fue posible gracias a la existencia de una universidad pública y de calidad, como son la UBA y la UNSL, y a las políticas abiertas de difusión de información y la transmisión del conocimiento. Este estudio fue subvencionado por CONICET, ANPCyT, FAUBA y el Inter-American Institute for Global Change Research. "Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución."

Publicaciones derivadas de la tesis

Magliano PN, Fernández, RF, Mercau, JL, Jobbágy, EG. 2015. Precipitation event distribution in central Argentina: spatial and temporal patterns. *Ecohydrology* 8, 94-104.

Magliano, PN, Fernández, RJ, Giménez, R, Marchesini, V, Páez, RA, Jobbágy, EG. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral*. Aceptado.

Magliano, PN, Fernández, RJ, Florio, EL, Murray, F, Jobbágy, EG. Soil physical changes following the conversion of native woodlands to pastures in Dry Chaco rangelands (Argentina). *Rangeland, Ecology and Management*. Aceptado.

Magliano, PN, Breshears, DD, Fernández, RJ and Jobbágy, EG. 2015. Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. *Ecological Applications* 25, 2094-2100.

Magliano, **PN**, Murray, F, Baldi, G, Aurand, S, Páez, RA, Harder, W, Jobbágy, EG. Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments* 123, 93-102.

Índice general

Capítulo 1. Introducción	1
1.1 El balance de agua de regiones semiáridas	2
1.2 El papel de la precipitación en regiones semiáridas	2
1.3 El papel de la vegetación sobre la partición de los flujos de agua	3
1.4 El papel dual del escurrimiento superficial en sistemas ganaderos semiáridos	4
1.5 Objetivos	6
1.6 Estructura de la tesis	6
Capítulo 2. Distribución de tamaño de eventos de precipitación del centro de Argenti un análisis en el espacio y el tiempo	na: 8
2.1 Introducción	9
2.2 Materiales y métodos	. 10
2.2.1 Estructura de la precipitación	. 11
2.2.2 Distribución de tamaño de eventos de precipitación	. 13
2.2.3 Tendencias de largo plazo	. 14
2.2.4 Determinación del agua potencialmente disponible para la vegetación	. 14
2.3 Resultados	. 14
2.4 Discusión	. 20
2.5 Conclusiones	. 21
Capítulo 3. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido asociados al reemplazo de bosques por pasturas	. 22
3.1 Introducción	. 23
3.2 Materiales y métodos	. 25
3.2.1 Sitio de estudio	. 25
3.2.2 Diseño de los muestreos	. 26
3.2.3 Mediciones de campo	. 26
3.2.4 Análisis estadísticos	. 32
3.3 Resultados	. 33
3.4 Discusión	. 37
3.5 Conclusiones	. 39
Capítulo 4. El papel de la intensidad de las precipitaciones sobre la redistribución superficial del agua en el Chaco Árido	. 40
4.1 Introducción	. 41

4.2 Materiales y métodos	42
4.2.1 Determinación de captura de agua en transectas	42
4.2.2 Determinación de captura de agua en parches con vegetación contrastante.	42
4.2.3 Determinación de posibles controles de la captura de agua	44
4.3 Resultados	45
4.4 Discusión	48
4.5 Conclusiones	49
Apéndice 4.1	50
Capítulo 5. Cosecha de agua de lluvia en represas chaqueñas: Distribución regional y balance de agua local	/ 58
5.1 Introducción	59
5.2 Materiales y métodos	60
5.2.1 Caracterización de sistemas de cosecha de agua	62
5.2.2 Patrones espaciales de los sistemas de cosecha de agua	65
5.2.3 Dinámica del stock de agua de una represa	66
5.3 Resultados	67
5.3.1 Caracterización de sistemas de cosecha de agua	67
5.3.2 Patrones espaciales de los sistemas de cosecha de agua	68
5.3.3 Dinámica del stock de agua de una represa	70
5.4 Discusión	71
5.5 Conclusiones	73
Capítulo 6. Discusión general	74
6.1 Marco teórico	75
6.2 Principales resultados obtenidos en esta tesis	75
6.3 Integración de conocimientos e implicancias para el manejo ganadero en sisten semiáridos	nas 77
6.4 Síntesis y consideraciones finales	79
6.5 Futuras líneas de investigación	79
Referencias	81

Índice de tablas

Tabla 2.1. Parámetros de las regresiones (pendiente y ordenada al origen) y coeficientes de regresión (\mathbb{R}^2) de los cinco modelos log-log temporales, del espacial y del espacio-temporal, para frecuencia y tamaño medio de los eventos en función de la precipitación anual. Los asteriscos indican diferencias significativas (p<0,05) resultantes de la comparación de cada modelo temporal con el modelo espacial.

Tabla 2.2. Tendencias de largo plazo en la precipitación anual, frecuencia anual, tamaño medio anual, tamaño máximo anual (promedio de los diez eventos de precipitación de mayor tamaño ocurridos en una década) y coeficiente de Gini decádico, para los 5 sitios de estudio. Los datos se encuentran agrupados por décadas. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre décadas. El valor de la pendiente, con su p-valor asociado, indica la existencia de tendencias significativas para los 50 años de datos.

Tabla 4.I. Frecuencia relativa de las especies presentes en las transectas, separadas en tres estratos según su altura (herbáceo, arbustivo y arbóreo). Resultados obtenidos con líneas de Canfield (una para cada estrato) de 36 metros de largo (n=3). *Geoffroea decorticans* y *Bulnesia retama* se encontraron presentes en el sitio de estudio pero no fueron interceptadas por las líneas de Canfield.

Tabla 4.II.Matriz de correlación de las 14 variables correspondientes a la vegetación y al suelo. Sólo se muestran los valores significativos (p<0,1); los valores en negrita son significativos con p<0,01.

Tabla 4.III. Coeficientes de correlación obtenidos de las regresiones entre la captura de agua y 14 variables de la vegetación y del suelo, para 4 eventos de precipitación. Sólo se muestran los valores significativos (p<0,1); los valores en negrita son significativos con p<0,01.

Tabla 5.1. Tipos de represas, áreas de captación y transporte, y capacidad de almacenaje de las represas para las dos áreas estudiadas. Los porcentajes de las áreas de captación y transporte no suman 100, dado que puede haber más de un área de captación y transporte para una misma represa. *Valores obtenidos de datos satelitales. **Valores estimados a partir de relevamientos de campo.

Tabla 5.2. Densidad de sistemas de cosecha de agua (media, mediana y coeficiente de variación) y fracción de las mismas situadas en bosques secos o áreas desmontadas, para el norte de San Luis y el oeste de Paraguay. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las dos áreas (p<0,01).

Índice de figuras

Figura 2.1. A. Área de estudio, centro de Argentina. Cada círculo corresponde a un sitio provisto de una estación meteorológica, graficados en B y en C. Los números 1, 2, 3, 4 y 5 corresponden a San Juan, San Martín, San Rafael, San Luis y Laboulaye, respectivamente (sitios analizados en detalle en este capítulo). B Coeficiente de variación interanual de la precipitación en función de la precipitación media anual. C. Porcentaje de la precipitación anual ocurrido en verano (diciembre, enero, febrero) en función de la precipitación media anual. La línea rayada indica el porcentaje esperado para un régimen de precipitación no estacional.

Figura 2.2. Ejemplo gráfico de curva de Lorenz derivada de la relación entre la precipitación relativa acumulada y la frecuencia relativa acumulada de los eventos ordenados desde el evento más grande al más pequeño. La curva azul corresponde a la curva de Lorenz, la recta verde corresponde a una distribución perfectamente equitativa (línea 1:1), las rectas rojas corresponden a una distribución perfectamente inequitativa. Las letras "a" y "b" corresponden a las áreas sobre las cuales se calcula el coeficiente de Gini (G=b/(a+b)).

Figura 2.3. Frecuencia anual (A y B), tamaño medio anual (C y D) y coeficiente de Gini anual (E y F), en función de la precipitación anual para los cinco sitios durante el período 1961-2010. B, D, F. Cada línea de color representa la función ajustada para 50 años de cada sitio (modelos temporales), la línea negra más gruesa representa la función ajustada de los valores medios de cada uno de los cinco sitios (modelo espacial).

Figura 2.4. A. Precipitación anual acumulada en función de la frecuencia anual acumulada de los eventos, ordenados desde el evento más grande al más pequeño, para los cinco sitios de estudio. B. Curvas de Lorenz obtenidas a partir de normalizar, entre 0 y 1, las curvas absolutas de (A). Nótese que las cinco curvas de Lorenz se encuentran superpuestas en gran parte de su trayectoria. Los coeficientes de Gini, calculados sobre las curvas de Lorenz, fueron 0,61, 0,64, 0,64, 0,61 y 0,63, para los Sitios 1, 2, 3, 4 y 5, respectivamente. La tabla inserta muestra la contribución relativa de los eventos de precipitación total para distintos percentiles.

Figura 2.5. A. Pérdidas relativas de agua por evaporación directa (líneas superiores) y por escurrimiento superficial (líneas inferiores), en función de la precipitación anual, para cada sitio. B. Modelaje de la fracción de agua potencialmente disponible para transpiración vegetal, como el complemento de la suma de las pérdidas por evaporación y escurrimiento, para cada sitio. A y B. La línea negra corresponde al modelo espacial, construido a partir de las medias de los 50 años de datos de cada sitio. Las líneas de colores corresponden a los modelos temporales (un modelo por sitio), construidos a partir de los 50 años de datos de cada sitio.

Figura 3.1. Esquema conceptual de la partición de los flujos de agua de un evento de precipitación. La foto superior corresponde a un evento de precipitación, la central a un bosque seco característico del Chaco Árido, y la inferior a un corte en el perfil del suelo que muestra el frente de mojado correspondiente a un evento de precipitación de 8 mm (Foto tomada 24 horas después de ocurrido el evento). Los flujos de agua están representados por las flechas de trazos continuos, los procesos de redistribución de agua

están representados por las flechas rayadas y la captura de agua (lámina de agua infiltrada) está representada por el óvalo.

Figura 3.2. Radiación incidente (A), temperatura del aire (B), velocidad del viento (C), evapotranspiración potencial (D), Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (E) y precipitación (F) para el período comprendido entre diciembre de 2011 y junio de 2013, en el sitio de estudio (Chaco Árido).

Figura 3.3. Determinaciones de campo. A. Conductividad hidráulica saturada, determinada con el método del doble anillo. B. Evaporación potencial, determinada con micro-lisímetros. C. Intercepción directa, determinada con pluviómetros manuales bajo el canopeo. D. Ejemplo de frente de mojado para un evento de precipitación de 12 mm.

Figura 3.4. Distribución de tamaño (A) e intensidad (B) de los eventos de precipitación ocurridos en un año típico (promedio 2011-2014) en la región de estudio (430 mm/año, 43 eventos/año). Los puntos representan eventos individuales, ordenados de mayor a menor tamaño. Los porcentajes en A indican los eventos que suman un 25, 50 y 75%, respectivamente, de la precipitación media anual. C. Relación entre la intensidad y el tamaño de los eventos de precipitación ocurridos en el período 2011-2014 (y= 0,52x + 3,84; R²=0,45; p<0,01).

Figura 3.5. Captura de agua del evento de precipitación más intenso (33,6 mm/h) a lo largo de las transectas (n=3 transectas x 18 parches= 54 datos), para el bosque (izquierda) y la pastura (derecha). Cada transecta tuvo una longitud de 36 metros. La línea rayada indica el 100% de captura de agua; parches <100% recibieron menos agua que la precipitada (fuentes), parches >100% recibieron más agua que la precipitada (destinos o sumideros). La captura de agua promedio de las tres transectas fue del 99,6 \pm 48,7 % y 72,3 \pm 34,4 % (media y desvío estándar), para el bosque y la pastura, respectivamente.

Figura 3.6. Frente de mojado para parches vegetados y sin vegetación luego de un evento de precipitación de 54 mm (intensidad: 16 mm/h), en el bosque (izquierda) y la pastura (derecha). Las cajas representan los cuartiles 1, 2 y 3; las líneas el máximo y el mínimo; y los asteriscos la media.

Figura 3.7. Perfiles de cloruros (ppm= mg Cl⁻/kg suelo) para el bosque y la pastura (de 20 años de antigüedad). Cada marcador es el promedio de 3 pozos de 6 metros de profundidad. Las barras horizontales indican el desvío estándar.

Figura 3.8. Atributos físicos del suelo medidos en el bosque y la pastura. A. Microtopografía. B. Conductividad hidráulica saturada. C. Resistencia a la penetración superficial. D. Densidad aparente de 0 a 10 cm de profundidad. E. Contenido hídrico a capacidad de campo de 0 a 10 cm de profundidad. Las cajas representan los cuartiles 1, 2 y 3; las líneas el percentil 95 y el percentil 5; y los asteriscos la media.

Figura 4.1. Ejemplos de parches sobre los cuales se determinó la captura de agua para distintos eventos de precipitación junto con los sensores utilizados. A. Sección de una transecta de 36 metros de longitud donde se observan 4 parches de muestreo. B. Parche muy vegetado. C. Parche sin vegetación. D. Sensor de humedad volumétrica del suelo Theta-probe (Delta-T Devices) de lectura instantánea, utilizado para determinar la

captura de agua sobre las transectas. E. Registrador de datos CR10X (Campbell Scientific Instruments) conectado a sensores de humedad volumétrica de instalación fija. F. Sensor de humedad volumétrica del suelo HS-10 (Decagon Devices) de instalación fija, utilizado para determinar la captura de agua en los parches con y sin vegetación (fotos B y C, respectivamente). F. Sensor de humedad volumétrica del suelo EC-5 (Decagon Devices) de instalación fija, utilizado para determinar la captura de agua en los parches con y sin vegetación (fotos B y C, respectivamente).

Figura 4.2. Tamaño (A), intensidad (B) y captura de agua (C) de los 4 eventos de precipitación muestreados en las transectas. Los eventos se encuentran ordenados de menor a mayor intensidad (a, b, c, d). C. Las cajas representan los cuartiles 1, 2 y 3, las líneas el máximo y el mínimo, y los asteriscos la media de los 54 parches. La línea rayada representa una captura de agua del 100%. No se detectaron diferencias significativas en la captura de agua entre eventos de precipitación (p=0,36; n=4).

Figura 4.3. Coeficientes de correlación obtenidos de las regresiones lineales simples entre la captura de agua y un sub-grupo de 6 variables de la vegetación y el suelo, para los 4 eventos de precipitación muestreados en las transectas. Cada grupo de 4 barras se corresponden con una variable de la vegetación o del suelo. Cada barra individual se corresponde con un evento de precipitación. Los eventos se encuentran ordenados de menor a mayor intensidad (a, b, c, d). *Diferencias significativas (p<0,1). **Ídem anterior (p<0,01). El resto de las correlaciones se encuentran en el Apéndice 4.1, Tabla 4.III.

Figura 4.4.A. Captura de agua de los parches con vegetación contrastante (muy vegetado, sin vegetación) en función de la intensidad de los eventos de precipitación. B. Diferencia entre la captura de agua del parche vegetado y el parche sin vegetación en función de la intensidad de los eventos de precipitación. Las flechas indican los 4 eventos muestreados en las transectas. A y B. Los datos corresponden a los sensores de HV instalados durante el período 2011-2014 (ver texto). Solo se consideraron eventos >20 mm.

Figura 4.I. Abundancia relativa de las 8 categorías de vegetación posible, resultante de la combinación de los tres estratos y la ausencia de vegetación.

Figura 4.II. A. Precipitación diaria para el período comprendido entre julio de 2011 y enero de 2013. Cada barra representa la magnitud de la precipitación registrada en un día (mm). B. Contenido hídrico del suelo de 0 a 10 cm de profundidad para un parche sin vegetación (línea azul) y un parche vegetado (línea roja) para el mismo período de tiempo. Los detalles del tipo de vegetación y del suelo de los parches, y de los sensores utilizados, se encuentran en la sección 4.2.2.

Figura 4.III. Distribución de los datos de los parches correspondiente a 14 variables de vegetación y suelo, ordenados en forma creciente. *Distribución normal (p<0,05). Los tres valores situados en la esquina de abajo a la derecha de cada gráfico indican la media, mediana y el coeficiente de variación, respectivamente.

Figura 4.IV. Valores de captura de agua de los 54 parches, ordenados a lo largo de un gradiente creciente de vegetación, para el evento de menor y de mayor intensidad muestreados en las transectas (Figura 4.1; eventos "a" y "d", respectivamente). Los

marcadores circulares se corresponden con los datos de captura de agua en función del índice de área foliar a 150 cm del suelo; sus valores pueden encontrarse en la Figura 4.III. Las fotografías superiores tienen como único propósito ilustrar el gradiente creciente de vegetación. Las 5 fotografías superiores muestran la broza del suelo, mientras que las 5 fotografías inferiores muestran la cobertura aérea o canopeo (fotografías hemisféricas).

Figura 4.V. Intensidad promedio ponderada (A; ver texto) e intensidad máxima (B), en función del tamaño de los eventos de precipitación (n=80). Las líneas llenas, rayadas y punteadas representan las funciones lineales correspondientes a todos los eventos, sólo los eventos de verano (octubre-abril) y sólo los eventos de invierno (abril-octubre), respectivamente. La precipitación fue registrada en intervalos de 20 minutos (TR-525, Campbell Scientific).

Figura 5.1. Chaco Seco, región de estudio de este capítulo. Las líneas blancas representan isolíneas correspondientes al cociente entre la precipitación y la evapotranspiración potencial. Los círculos negros representan las celdas (radio= 10 km) donde se realizaron los análisis de este capítulo, en dos áreas: norte de la provincia de San Luis (Argentina) y oeste de Paraguay.

Figura 5.2. Sistemas más frecuentes de cosecha de agua de lluvia obtenidos de imágenes de alta resolución espacial (<1 m, Quickbird y World View; 10 m, Spot) disponibles en Google Earth (A, B, C, D, E, F, G), y fotografías tomadas en el campo (H, I). Barras horizontales: 50 m. A, B y C son represas de tipo herradura (A), rectangular (B) y compuesta (C). D, E, F y G son áreas de captación y transporte de tipo paleocauces (D), senderos de vaca (E), caminos de vehículo (F) y áreas dedicadas (G; flechas: dirección del escurrimiento). H es una típica represa herradura, característica de los sistemas poco tecnificados del norte de San Luis. I es una represa compuesta (rectangular y tanque circular) asociada a caminos de vehículo, sistema altamente tecnificado típico del oeste de Paraguay.

Figura 5.3. Ejemplos de la distribución espacial de sistemas de cosecha de agua. A, B y C, corresponden a una distribución aleatoria, agregada y dispersa, respectivamente. D es un ejemplo de distribución dispersa a lo largo de un camino de vehículo. Las imágenes fueron obtenidas de Google Earth. Barras horizontales: 250 m.

Figura 5.4. Distribución espacial de los sistemas de cosecha de agua para el norte de San Luis (A) y el oeste de Paraguay (B), expresada como fracción de las celdas que tuvieron una distribución de tipo agregada, dispersa y aleatoria en función del radio de observación desde el sistema de cosecha de agua (km).

Figura 5.5. Densidad de sistemas de cosecha de agua en función de la fracción de la superficie desmontada (A) y de la distancia a ciudades (B), para el norte de San Luis y el oeste de Paraguay. Cada punto representa una celda de 10 km de radio. Las ecuaciones y los coeficientes de las regresiones corresponden al oeste de Paraguay (asociaciones significativas; p<0,0001).

Figura 5.6. Dinámica temporal de los eventos de precipitación (A), del nivel de agua de la represa (B) y de la evaporación de tanque (C), para un período de 18 meses (2011-2013). La represa monitoreada fue de tipo herradura asociada a senderos de vaca y

caminos de vehículo, típica del norte de San Luis. No hubo consumo de agua animal ni doméstico durante el período de estudio.

Figura 5.7. A. Cosecha de agua de una represa $(m^3/evento)$ en función de la magnitud de la precipitación local (mm). B. Pérdidas de agua $(m^3/día)$ en función del nivel de agua de la represa (mm). Ambas mediciones fueron realizadas en una represa de tipo herradura asociada a senderos de vaca y caminos de vehículo, típica del norte de San Luis.

Figura 6.1. Elementos del ecosistema, elementos de conectividad y procesos emergentes ordenados en escala espacial decreciente (región, paisaje, lote, parcela y parche). Imágenes obtenidas de *Google Earth*. El contorno amarillo indicado en la imagen de la escala de región delimita los límites de la provincia fitogeográfica de Chaco Seco. La imagen de paisaje, lote, parcela y parche corresponden al Chaco Árido (extremo sur del Chaco Seco). En el extremo izquierdo se relacionan las escalas con los capítulos de esta tesis. Entre el listado de trabajos científicos citados en los "procesos emergentes" se encuentran las publicaciones derivadas de esta tesis.

Lista de abreviaturas

Variables

As	Ascenso de nivel de agua de la represa	mm
САр	Capacidad de almacenaje promedio	m^3
CC	Contenido hídrico a capacidad de campo	%
Cl-	Cloruro mg Cl	/kg suelo
CV	Coeficiente de variación	%
D	Drenaje profundo	mm
Dap	Densidad aparente	g/cm ³
E	Evaporación directa del suelo	mm
Et	Evaporación de tanque	mm
ET	Evapotranspiración	mm
E/T	Partición entre evaporación y transpiración	%
Es	Escurrimiento superficial	mm
Ee	Es que egresa de los límites del área de estudio	mm
Ei	Es que ingresa al área de estudio e infiltra en la misma	mm
HV	Humedad volumétrica del suelo	%
HV post-evento	Humedad volumétrica del suelo 24 horas posterior	
	a un evento de precipitación	%
HV pre-evento	Humedad volumétrica del suelo seco	%
Ι	Intercepción	mm
Inf	Infiltración de agua en las represas	mm
K _{sat}	Conductividad hidráulica saturada del suelo	mm/h
Lam	Lámina infiltrada en el suelo	mm
LC	Lámina de agua anual promedio cosechada	mm
Lppt	Lámina precipitada	mm
PFM	Profundidad de frente de mojado	cm
RPs	Resistencia a la penetración superficial	kg/cm ²
Sup	Superficie ocupada por una represa	km ²
T	Transpiración vegetal	mm
ΔS	Cambios de almacenamiento del agua líquida del suelo	mm

Acrónimos

G	Coeficiente de Gini
IC	Intervalo de confianza
NDVI	Índice de vegetación de diferencia normalizada
n	Número de muestras
ns	No se encontraron diferencias estadísticamente significativas
PPN	Productividad primaria neta
r	Coeficiente de correlación
R^2	Coeficiente de regresión
SMN	Servicio Meteorológico Nacional
TDR	Time-domain reflectometry
TRMM	Tropical Rainfall Measuring Mission (NASA)

Resumen

El balance de agua de ecosistemas situados sobre planicies áridas y semiáridas se encuentra determinado por la precipitación (principal entrada de agua) y la evapotranspiración (principal salida de agua). La fracción de la precipitación que ingresa en el suelo y su redistribución espacial son los principales controles del funcionamiento de dichos ecosistemas, como por ejemplo de su productividad primaria neta. En esta tesis se exploró la dinámica superficial del agua en planicies semiáridas dedicadas a la ganadería extensiva, evaluando el papel de las precipitaciones y de la cobertura vegetal a distintas escalas espaciales. En el centro de Argentina, la distribución relativa de tamaño de eventos de precipitación resultó constante en el espacio (sitios dispuestos a lo largo de un gradiente de precipitación de ~ 1000 mm/año) y en el tiempo (50 años); encontrándose que el 10% de los eventos de precipitación de mayor tamaño explicó casi la mitad de la precipitación anual. El reemplazo de bosques secos nativos por pasturas en el Chaco Árido, por un lado, aumentó la evaporación potencial del suelo y el escurrimiento superficial a escala de parcela (~ 1 ha); por otro lado, redujo a la mitad la conductividad hidráulica saturada y generó una reducción de la variabilidad espacial del agua del suelo a escala de parche (0.25 m^2) . La intensidad de los eventos de precipitación resultó el factor determinante para explicar los procesos de redistribución de agua del suelo de los bosques secos nativos; parches menos vegetados capturaron más agua en eventos de precipitación poco intensos (<10 mm/h), mientras que parches más vegetados capturaron más agua en eventos más intensos (>20 mm/h). La cosecha de agua de lluvia en represas o tajamares representó menos del 1% de la precipitación anual, desempeñando un papel menor en el balance de agua regional (~20000 km²); sin embargo, a escala de parcela o lote (1-100 ha) puede afectar profundamente la partición de flujos de agua, por ejemplo generando recarga inducida como resultado de las pérdidas por infiltración de las represas. Los resultados obtenidos en esta tesis aportan nuevas perspectivas para entender la dinámica superficial del agua en sistemas ganaderos semiáridos, y por lo tanto, para mejorar la producción primaria y secundaria de los mismos.

Palabras clave: balance de agua, bosque, Chaco Árido, ganadería, heterogeneidad espacial, lluvia, pastura, productividad primaria neta, represa.

Abstract

The water balance of ecosystems situated on dry plains is determined by precipitation (main water input) and evapotranspiration (main water output). The fraction of precipitation that enters into the soil and its spatial redistribution are the main controls of the functioning of these ecosystems, such as their net primary productivity. This thesis explored the surface-soil water dynamics in semiarid rangeland plains, assessing the role of precipitation structure and vegetation cover at different spatial scales. In central Argentina, precipitation event size distribution, in relative terms, resulted constant in space (sites along a ~ 1000 mm/year precipitation gradient) and time (50 years), with the upper 10% of events explained half of annual precipitation. The replacement of native dry forests by pastures in Arid Chaco, on the one hand, increased potential evaporation and net runoff at the stand scale (~ 1 ha); on the other hand, decreased saturated hydraulic conductivity and generated a spatial variability reduction of soil water at the patch scale (0.25 m^2) . Surface water redistribution increased with precipitation intensity and differed between patches of contrasting vegetation cover in native dry forests; sparsely vegetated patches gained relatively more water during lower intensity events (<10 mm/h), whereas densely vegetated ones gained relatively more water during higher intensity events (>20 mm/h). Rainwater harvesting in man-made impoundments accounted for less than 1% of the annual precipitation, thus playing a minor role on the regional water balance ($\sim 20000 \text{ km}^2$); however, at the stand scale can affects several hydrological fluxes, for example by generating induced recharge due to impoundment infiltration losses. The results of this thesis provide key information to understand the surface-soil water dynamics inf dry rangelands and thus to improve their primary and secondary production.

Keywords: water balance, dry forest, Arid Chaco, livestock production, spatial heterogeneity, rainfall, pasture, net primary productivity, impoundment.

Capítulo 1

Introducción

1.1 El balance de agua de regiones semiáridas

El funcionamiento de los ecosistemas terrestres secos depende de la fracción de la precipitación que ingresa en el suelo y puede ser absorbida por la vegetación (Weltzin et al. 2003, Miranda et al. 2011). Las regiones áridas y semiáridas, donde el agua es la principal limitante para la productividad primaria neta (PPN), ocupan el ~45% de la superficie continental del planeta (Newman et al. 2006, Schimel 2010). En el balance de agua de la mayor parte de estas regiones la precipitación representa la principal fuente de ingreso de agua, mientras que la evaporación del suelo (flujo no productivo) y la transpiración vegetal (flujo productivo) son las principales salidas (Paruelo and Sala 1995, Huxman et al. 2004b, Schlesinger and Jasechko 2014). La intercepción directa, el escurrimiento superficial y el drenaje profundo suelen representar una fracción pequeña del balance de agua (Domingo et al. 1998, Levia and Frost 2003, Carlyle-Moses 2004, Scanlon et al. 2005, Marchesini et al. 2013). El escurrimiento superficial, si bien representa un flujo secundario a escala regional o de paisaje, puede ser un importante flujo de redistribución superficial de agua a escala de parche (Wilcox et al. 2003a), capaz de afectar la partición entre la evaporación y transpiración, y por lo tanto, la producción primaria (Urgeghe et al. 2010). Desde el punto de vista de la producción secundaria, el escurrimiento superficial representa la única vía de obtención de agua líquida para bebida animal en regiones sin acceso a napas freáticas de calidad, y es por ello un flujo crítico en sistemas ganaderos (George et al. 2004, Verdegem et al. 2006, UNEP 2009).

1.2 El papel de la precipitación en regiones semiáridas

La precipitación anual es uno de los principales controles del funcionamiento de los sistemas áridos y semiáridos (Chapin et al. 2002, Schwinning and Sala 2004, Nicholson 2011). Dos aspectos muy importantes que diferencian a estos sistemas de otros más húmedos son: (i) la alta variabilidad de las precipitaciones en el tiempo (desde intensidades sub-horarias, hasta variaciones entre años) y en el espacio (pocos kilómetros) (Desmet and Cowling 1999, Knapp et al. 2015), y (ii) la estrecha relación lineal positiva entre la precipitación anual y la PPN (Sala et al. 1988, Del Grosso et al. 2008). El punto de partida que se utiliza para entender el funcionamiento de los sistemas áridos y semiáridos es el modelo conceptual "Pulse and reserve" de Westoby-Bridges publicado por Nov Meier en 1973 (Ludwig et al. 2005). Este modelo postula que los eventos de precipitación pueden generar "pulsos" de PPN que se transfieren en reservas de carbono y energía, y que se almacenan hasta el próximo evento de precipitación (Fernández 2007). Por ejemplo, inmediatamente luego de ocurrido un evento, la actividad fotosintética vegetal puede alcanzar rápidamente (en cuestión de horas) su máxima tasa, la cual decrece radicalmente con el correr de los días (Ogle and Revnolds 2004).

La magnitud de la precipitación anual ha sido el aspecto más explorado para entender el funcionamiento de los sistemas áridos y semiáridos (Huxman et al. 2004a). Sitios o años con mayor precipitación anual se traducen en mayor PPN del ecosistema, y viceversa (Sala et al. 1988, Del Grosso et al. 2008). Sin embargo, en la última década, muchos estudios han destacado cómo, para una misma precipitación anual, el número de eventos ocurrido en un año (frecuencia) y su magnitud (tamaño) puede afectar fuertemente a la partición de los flujos de agua del ecosistema, y por lo tanto a su PPN (Knapp et al.

2002, Schwinning and Sala 2004, Heisler-White et al. 2009, Liu et al. 2012). Por ejemplo, dada una magnitud anual de precipitación, bajo una distribución caracterizada por eventos pequeños muy frecuentes, el agua tenderá a perderse más fácilmente por evaporación. Por el contrario, una distribución caracterizada por eventos grandes y poco frecuentes favorecerá la transpiración vegetal, pero también el escurrimiento superficial (Loik et al. 2004, Bates et al. 2006). Entonces, según estos antecedentes la frecuencia y el tamaño de los eventos de precipitación, junto con la estructura de la vegetación y las características del suelo y el relieve, determinan la partición de flujos de agua del ecosistema (Huxman et al. 2004b, Loik et al. 2004, Newman et al. 2006, Newman et al. 2010).

1.3 El papel de la vegetación sobre la partición de los flujos de agua

El agua de las precipitaciones (PPT) puede seguir distintos caminos (partición de flujos de agua), lo cual puede caracterizarse por una ecuación de balance hídrico (Ec. 1.1). Dado que se trata de una ecuación de balance, se considera que toda el agua que ingresa al sistema debe abandonarlo de alguna forma, o cambiar su cantidad almacenada. Esta ecuación se encuentra sujeta a la escala de observación propuesta, dado que no todos los flujos pueden ser observados en las distintas escalas. Cabe destacar que no se contempla el flujo de redistribución horizontal generado por el canopeo de la vegetación (ver capítulo 3 de esta tesis).

 $PPT + Ei = I + E + T + Ee + D + \Delta S$ (Ec. 1.1)

Las entradas de agua al sistema son la precipitación (PPT) y el escurrimiento superficial que ingresa al área de estudio e infiltra en la misma (Ei). Las salidas de agua del sistema son la intercepción directa (I), que es el agua de las precipitaciones que moja la superficie de la vegetación y permanece allí hasta ser evaporada; la evaporación directa desde el suelo (E); la transpiración vegetal (T), realizada por la vegetación a través de los estomas; el escurrimiento superficial que se pierde por desplazamiento lateral (Ee); y el drenaje profundo (D), que es el agua que escapa del sistema tras haber recorrido verticalmente el perfil del suelo explorado por las raíces (rizosfera) (Nosetto et al. 2012, Amdan et al. 2013). Cabe destacar que esta ecuación no considera a la napa freática, debido a ello: (i) el drenaje profundo representa una salida de agua del sistema, y (ii) no se considera el interflujo o movimiento sub-superficial de agua (Jobbágy et al. 2011, Wang et al. 2011). Finalmente, el balance incluye los cambios de almacenamiento del agua líquida alojada en el suelo (Δ S).

El balance de agua de los sistemas áridos y semiáridos se reduce prácticamente a que >95% de las precipitaciones vuelve a la atmósfera como evapotranspiración (I + E +T) (Huxman et al. 2004b), lo cual implica un papel protagónico de la vegetación en la partición de flujos de agua. Los reemplazos bruscos de vegetación pueden modificar el balance hidrológico en forma significativa, directa o indirectamente, pudiendo dar lugar a patrones contrastantes de movimiento del agua en los ecosistemas (Eberbach 2003, Nosetto 2007). Argentina experimentó, en el último medio siglo, un avance de la frontera agrícola hacia zonas subhúmedas tradicionalmente ganaderas; como consecuencia, la actividad ganadera fue desplazada hacia zonas más secas (Viglizzo et al. 2010, Jobbágy 2011). Las dos provincias fitogeográficas que incrementaron fuertemente su carga animal, y sobre las cuales se observa un proceso de intensificación

ganadera, son el Chaco Seco y el Monte (Aguilera 2003, Villagra et al. 2004, Viglizzo et al. 2010, Rueda et al. 2013). Una decisión cada vez más frecuente ha sido reemplazar los bosques secos, cuya baja accesibilidad y calidad forrajera restringe la receptividad (Kunst et al. 2003, Garbulsky and Deregibus 2004, Anriquez et al. 2005), por cultivos forrajeros o rolados (desmontes parciales donde es suprimida gran parte de la vegetación arbustiva) (Kunst et al. 2003, Blanco et al. 2005b, Lizzi 2006). Este cambio brusco de la vegetación leñosa puede generar grandes cambios en los flujos de agua, especialmente disminución en la transpiración (Foley et al. 2005, Marchesini et al. 2015). Las tres vías alternativas de evacuación del agua que deja de ser transpirada son: el drenaje profundo, el escurrimiento superficial y la evaporación directa (Loik et al. 2004). El drenaje profundo, si bien puede causar grandes cambios en la dinámica de agua y sales de una región (Eberbach 2003), suele representar una fracción muy pequeña del balance de agua a escala de parcela o de lote (Contreras et al. 2013, Marchesini et al. 2013). En cambio, la evaporación directa, debido a su magnitud, y el escurrimiento superficial, debido a su efecto redistribuidor y su aporte de agua líquida, son los dos flujos cuantitativamente más importantes. Resulta fundamental estudiar estos dos flujos de agua para entender la dinámica de la PPN y diseñar sistemas ganaderos más eficientes en regiones semiáridas.

La evaporación directa del suelo en sistemas áridos y semiáridos puede representar más del 50 % de la precipitación anual (Paruelo et al. 1991, Williams et al. 2004). La vegetación tiene una fuerte incidencia sobre ella dado que modifica las condiciones micro-meteorológicas de la superficie del terreno (Malhi et al. 2008, Breshears and Ludwig 2010) y, a través de la transpiración, compite directamente por el uso del agua (Villegas et al. 2010, Yaseef et al. 2010). Por ejemplo, eventos de precipitación pequeños en sitios de poca cobertura vegetal resultan fácilmente evaporables, mientras eventos de precipitación grandes en sitios de mucha cobertura vegetal tienen mayor probabilidad de ser transpirados (Breshears and Barnes 1999, Huxman et al. 2005, Villegas et al. 2010). Debido a ello, la cantidad de cobertura vegetal y su disposición espacial son aspectos claves para entender la partición E/T de los ecosistemas (Breshears et al. 1998). En sitios donde la vegetación boscosa nativa es reemplazada por pasturas (e.g. en el Chaco Seco) se presentan aumentos en la tasa de evaporación (Bala et al. 2007, Marchesini 2011), lo cual disminuye la eficiencia en el uso del agua por parte de la vegetación.

1.4 El papel dual del escurrimiento superficial en sistemas ganaderos semiáridos

La generación de escurrimiento superficial tiene lugar cuando la tasa de precipitación instantánea supera a la tasa de infiltración del suelo, exceso de agua de tipo "hortoniano", o bien mediante la saturación de agua de todo el perfil del suelo, exceso de agua de tipo "dunneano" (Horton 1933, Horton 1941, Dunne et al. 1991, Chow et al. 1994). En zonas áridas o semiáridas donde las napas freáticas se encuentran lejos de la superficie del suelo y que no presentan horizontes impermeables o poco permeables en el primer metro del perfil, el escurrimiento superficial es de tipo "hortoniano" casi exclusivamente (Hillel 1998, Descroix et al. 2007). Los factores que determinan la generación y la magnitud del escurrimiento son: la pendiente regional, la conductividad hidráulica saturada del suelo (K_{sat}), la humedad antecedente al evento de precipitación y la vegetación (Dunne et al. 1991). En planicies semiáridas la escasa pendiente regional desempeña un papel menor en la generación de escurrimiento, quedando por lo general

subordinada a la micro-topografía del terreno (Paton 1995, Bergkamp 1998). La K_{sat} depende de la textura y estructura del suelo; en general suelos con un alto contenido de arenas y/o una estructura migajosa o granular (caracterizadas por tener una amplia distribución de tamaño poros que incluye aquellos de gran tamaño capaces de conducir agua bajo saturación) aumentan la K_{sat} y disminuyen la generación de escurrimiento (Reid et al. 1999, Kirby et al. 2001, Bird et al. 2002, Caldwell et al. 2012). La humedad antecedente al evento de precipitación depende de la frecuencia y el tamaño de los eventos, y de la ET previa; debido a ello, en zonas áridas o semiáridas (P/ETO < 0,5), particularmente donde las lluvias se encuentran concentradas en el verano, la humedad antecedente al evento de precipitación suele ser baja, lo cual disminuye la probabilidad de generación de escurrimiento (Descroix et al. 2002, Loik et al. 2004). La vegetación afecta negativamente a la generación de escurrimiento debido a que: (i) aumenta la K_{sat} del suelo, y (ii) genera rugosidad en la superficie del terreno, lo cual disminuye la conectividad hidrológica del sistema (Aguilera et al. 2003, Wilcox et al. 2003b, Urgeghe and Bautista 2014, Okin et al. 2015).

El escurrimiento superficial ha sido considerado como una pérdida de agua para los ecosistemas terrestres secos, dado que reduce el agua disponible para la transpiración vegetal (Chapin et al. 2002, Bautista et al. 2007). Debido a ello, se considera deseable que dicho flujo sea lo más pequeño posible, sobre todo en sistemas donde el agua aportada por las precipitaciones es muy escasa (Whitford 2002). Sin embargo, en las últimas dos décadas, se revisó el papel del escurrimiento favoreciendo el crecimiento vegetal a partir de la redistribución superficial del agua del suelo a distancias pequeñas (desde centímetros hasta metros) (Breshears et al. 1998, Urgeghe et al. 2010). Esta nueva visión propone entender el ecosistema como un conjunto de fuentes y destinos (sumideros) de agua, donde algunos parches logran captar el agua de escurrimiento que escapa de otros (Wilcox 2002, Ludwig et al. 2005). Desde este planteo, el escurrimiento superficial podría aumentar la eficiencia en el uso del agua por parte de la vegetación (Urgeghe et al. 2010). Esto se debe a que el agua que captan los sumideros, en general pequeños bajos o parches vegetados, tiene menor probabilidad de perderse por evaporación (disminuye la partición E/T) (Wilcox and Wood 1989, Hillel 1998). Asimismo, el escurrimiento superficial representa la única vía de captación de agua líquida, indispensable para la producción ganadera en planicies sedimentarias áridas y semiáridas, donde no hay acceso a cuerpos de agua superficiales o subterráneos.

Un aspecto indispensable al estudiar el escurrimiento superficial es decidir la escala espacial de observación; dado que, tras un evento de precipitación, el escurrimiento puede alterar el balance de agua de parches $(0,25 \text{ m}^2)$, y al mismo tiempo resultar nulo o despreciable a escala de lote (~100 ha) o paisaje (~10 km²) (Wilcox and Breshears 1995, Bergkamp 1998, Wilcox 2002, Bisigato et al. 2009). Es esperable que los parches más vegetados (mayor número de estratos, más cobertura viva y broza) presenten mayor tasa de infiltración y K_{sat} que los parches con suelo desnudo (Eldridge and Koen 1993, Devine et al. 1998, Caldwell et al. 2012). En eventos de precipitación grandes (e.g. >20 mm) y/o intensos (e.g. >10 mm/h) el agua escurre desde parches con suelo desnudo hacia parches vegetados, infiltrando en las cercanías de las raíces y bajo la sombra de canopeo (Ludwig et al. 2005, Yu et al. 2008). Entonces, a escala de parche, el escurrimiento superficial puede generar una redistribución superficial de agua que favorezca la PPN (menor partición E/T). A escala de paisaje, si se logra "cosechar" la pequeña fracción de escurrimiento superficial, éste pasaría a representar una ganancia de agua para bebida animal, o incluso humana (Pandey et al. 2003, Oweis and Hachum

2009b, Denison and Wotshela 2012); proceso que ha sido esencial para el asentamiento y el desarrollo de muchas comunidades en regiones áridas y semiáridas del planeta (UNEP 2009).

1.5 Objetivos

El objetivo general de esta tesis es comprender la dinámica superficial del agua en planicies semiáridas dedicadas a la ganadería extensiva, evaluando el papel de las precipitaciones y de la cobertura vegetal a distintas escalas espaciales. Este objetivo general se desdobla en cuatro objetivos más específicos.

Objetivo específico 1

Determinar la distribución de tamaño de eventos de precipitación en el espacio (sitios distribuidos a lo largo de un gradiente de precipitación) y en el tiempo (50 años); y explorar su posible efecto sobre la partición de flujos de agua de los ecosistemas.

Objetivo específico 2

Determinar el efecto del tipo de cobertura vegetal (bosques secos nativos vs. pasturas implantadas) sobre la partición de flujos de agua a escala de parcela (~1 ha).

Objetivo específico 3

Determinar el papel de la intensidad de las precipitaciones sobre la redistribución superficial del agua en bosques secos nativos a escala de parche $(0,25 \text{ m}^2)$.

Objetivo específico 4

Caracterizar atributos estructurales, funcionales y geográficos de los sistemas de captación, transporte y almacenamiento de agua (represas o tajamares); y determinar su papel sobre el balance de agua a escala regional (~20000 km²) y sobre la partición de flujos de agua a escala de lote (~100 ha).

1.6 Estructura de la tesis

La redacción de esta tesis se ha dividido en 6 capítulos, de los cuales el primero es introductorio, desde el capítulo 2 al capítulo 5 se desarrollan los objetivos específicos arriba mencionados (un objetivo específico por cada capítulo), y el capítulo 6 se corresponde con las conclusiones y el cierre de la tesis.

Capítulo 1. Se realiza una introducción general donde se plantean los principales antecedentes y se definen los objetivos de esta tesis (este capítulo).

Capítulo 2. Concierne al objetivo específico número 1. Para abordar este objetivo, por un lado, se determinó la frecuencia y el tamaño de eventos de precipitación para distintos años y sitios del centro de Argentina; y se caracterizó la distribución relativa de tamaño de los eventos a partir de coeficientes de Gini. Por otro lado, se exploró en

forma teórica el efecto de la distribución de tamaño de los eventos sobre la partición de flujos de agua de los ecosistemas a partir del uso de umbrales fijos de escurrimiento y evaporación directa.

Capítulo 3. Concierne al objetivo específico número 2. Para abordar este objetivo se realizaron ensayos mensurativos y manipulativos de campo en parcelas pareadas de bosques secos nativos y pasturas implantadas en el Chaco Árido (extremo sur de la provincia fitogeográfica de Chaco Seco). Se cuantificó la intercepción directa, el escurrimiento superficial, el drenaje profundo y la evaporación potencial.

Capítulo 4. Concierne al objetivo específico número 3. Para abordar este objetivo se realizaron ensayos mensurativos y manipulativos de campo en parches pertenecientes a bosques secos nativos del Chaco Árido. Se caracterizó el patrón de distribución del agua del suelo luego de eventos de precipitación de distinta intensidad, y los atributos de la vegetación y del suelo que lo determinaron.

Capítulo 5. Concierne al objetivo específico número 4. Para abordar este objetivo, por un lado, se realizó un análisis regional de distribución espacial de las represas en dos áreas pertenecientes al Chaco Seco, que presentan un balance hidrológico similar y un uso de la tierra ganadero, pero con diferente grado de intensificación de la producción (centro de Argentina y oeste de Paraguay). Por otro lado, se monitoreó la dinámica diaria del volumen de agua de una represa mediante la instalación de un sensor conectado a un registrador de datos.

Capítulo 6. Se realiza una discusión general destacando los resultados más importantes logrados y se proponen nuevos interrogantes y líneas de investigación relacionadas con el objetivo general de esta tesis.

Capítulo 2

Distribución de tamaño de eventos de precipitación del centro de Argentina: un análisis en el espacio y el tiempo

Magliano PN, Fernández, RF, Mercau, JL, Jobbágy, EG. 2015. Precipitation event distribution in central Argentina: spatial and temporal patterns. *Ecohydrology* 8, 94-104.

2.1 Introducción

La precipitación es uno de los principales controles del funcionamiento de los ecosistemas terrestres (Weltzin et al. 2003, Huxman et al. 2004a). En ecosistemas limitados por agua (áridos, semiáridos y subhúmedos), la mayor precipitación anual en general se traduce en mayor productividad primaria neta (PPN) (Noy-Meier 1973, Del Grosso et al. 2008). En estos sistemas, las pérdidas de agua por drenaje profundo suelen representar una fracción muy pequeña del balance de agua (Braud et al. 2003, Scanlon et al. 2005), mientras que la evaporación directa y, en menor medida, el escurrimiento superficial son los principales competidores de la transpiración vegetal (Paruelo and Sala 1995, Loik et al. 2004). Si bien el estudio del papel de la precipitación en ecosistemas terrestres tradicionalmente se ha enfocado en su magnitud anual (mm/año), algunos estudios destacaron cómo la variación del tamaño de los eventos (mm) y la frecuencia anual (número de eventos ocurridos en un año) pueden afectar fuertemente al balance de agua (Knapp et al. 2002, Schwinning and Sala 2004, Heisler-White et al. 2008, Liu et al. 2012)

La estructura de la precipitación, definida como la distribución del tamaño de los eventos y su frecuencia en un período dado, es un factor importante en determinar el ingreso del agua al suelo y la posibilidad de ser absorbida por la vegetación (Breshears and Barnes 1999, Austin et al. 2004). Para un determinado valor de precipitación anual, bajo una distribución caracterizada por pequeños eventos muy frecuentes, el agua tenderá a perderse fácilmente por evaporación. Por el contrario, una distribución caracterizada por percentes favorecerá la transpiración vegetal, pero también el escurrimiento superficial (Loik et al. 2004, Bates et al. 2006). En la última década, un gran número de experimentos de campo mostraron que, para una misma precipitación anual, eventos menos frecuentes pero más grandes aumentaron el agua disponible para la vegetación, lo cual tuvo un impacto positivo sobre la PPN (Harper et al. 2005, Yahdjian and Sala 2006, Liu et al. 2012, Hao et al. 2013, Liu et al. 2016).

El importante papel que desempeña la distribución de frecuencia y tamaño de eventos sobre la partición de flujos de agua ha motivado la búsqueda de ecuaciones o índices que describan, en forma sencilla y práctica, la estructura de la precipitación. Los análisis climatológicos difirieron en general de los más orientados ecológicamente. Los primeros exploraron soluciones más analíticas, por ejemplo mediante el uso de leyes de potencia se encontró una robusta relación inversa entre el tamaño de los eventos y su frecuencia (Sethna et al. 2001); generalizable en el espacio (e.g. para sitios con precipitación anual de 300 a 3000 mm/año) (Sadras 2003), y en el tiempo (precipitación acumulada semanal, mensual o anual) (Peters et al. 2002). Las leyes de potencia han sido muy útiles para establecer características "universales" de la estructura de la precipitación, e incluso de otros eventos naturales tales como terremotos, avalanchas y fuegos (Sethna et al. 2001). Sin embargo, estos hallazgos generales, provenientes por lo general de las ciencias geofísicas, no lograron ser incorporados a estudios de campo o modelos de simulación que permitan entender aspectos puntuales del balance de agua. Los ecólogos, en cambio, optaron por determinar umbrales absolutos capaces de explicar cómo a medida que los eventos de precipitación cambian su tamaño o su frecuencia se ve afectada su partición en los distintos componentes del balance de agua de un sitio determinado (Sala and Lauenroth 1982, Reynolds et al. 2004). El uso de umbrales, a pesar de las limitaciones que imponen en lo que respecta a la extrapolación

de conocimiento a otros sitios, ha resultado más útil para contestar preguntas de tipo ecohidrológicas que hacen al funcionamiento de los ecosistemas. A partir de ello, se ha clasificado a los eventos en "grandes" o "pequeños" en función de observaciones empíricas de flujos o reservorios de agua y de actividad de la vegetación o la biota del suelo (Sala et al. 1992, Golluscio et al. 1998, Lauenroth and Bradford 2009).

En el centro de Argentina, desde la falda oriental de la cordillera de los Andes hasta el Océano Atlántico, existe un gradiente de precipitación de ~100 a ~1000 mm/año de oeste a este (Minetti et al. 2003). Durante el siglo XX, una gran fracción de este área ha experimentado un período seco (1930-1960) seguido de uno más húmedo (1960-2000) (Minetti et al. 2003, García and Pedraza 2008). Estos cambios climáticos, relacionados a circulaciones atmósfera/océano de largo plazo (Agosta and Compagnucci 2012) y a cambio climático global (Villalba et al. 1998, Labraga and Villalba 2009), estuvieron acompañados de una reducción del área cultivada en la primera mitad del siglo y una expansión de la misma en la segunda mitad (Paruelo et al. 2005, Aizen et al. 2009). Otros factores que favorecieron la expansión de los cultivos fueron el aumento en el precio internacional de los granos y los avances tecnológicos, como por ejemplo la rápida y masiva incorporación de la siembra directa, la cual reduce las pérdidas por evaporación y escurrimiento superficial (Viglizzo et al. 1997). Actualmente, existe un límite bastante definido entre cultivos de secano al este y vegetación nativa al oeste de la isohieta de 700 mm/año (Viglizzo et al. 2001, Baldi and Paruelo 2008). Entender cómo la distribución de tamaño de eventos varía en el espacio y en el tiempo, y si existe algún tipo de asociación con las tendencias de cambio climático, resulta muy importante para entender cómo futuros cambios en la precipitación pueden afectar la disponibilidad de agua para la vegetación.

En este capítulo se desarrolló una aproximación metodológica para caracterizar la distribución de los eventos de precipitación en respuesta a la precipitación anual, aplicable en el espacio y en el tiempo, para el centro de Argentina. Por un lado, se descompuso la precipitación anual para un sitio y un año determinado en sus dos componentes estructurales: la frecuencia y el tamaño de eventos, y luego se exploró la distribución relativa del tamaño de eventos a partir del uso de coeficientes de Gini, derivados de curvas de Lorenz (Lorenz 1905). Por otro lado, a partir de umbrales fijos absolutos, aplicados a los flujos de evaporación y escurrimiento superficial, se evaluó cómo la estructura de la precipitación afecta el agua potencialmente disponible para la vegetación en el espacio y en el tiempo.

2.2 Materiales y métodos

Se trabajó con información de estaciones meteorológicas, pertenecientes al Servicio Meteorológico Nacional (SMN), situadas en el centro de Argentina, entre los 30° y 36° de latitud sur y los 58° y 70° de longitud oeste (Área de estudio; Figura 2.1A). Las estaciones meteorológicas comprendidas cubren un rango de precipitación anual de ~100 a ~1000 mm/año (Carreño et al. 2012). El clima del área de estudio es árido hacia el extremo oeste, semiárido en el centro y subhúmedo hacia el este, caracterizado por un aumento en la variabilidad interanual y la estacionalidad de las precipitaciones hacia el oeste (Figuras 2.1B y 2.1C). Las precipitaciones del oeste son de origen convectivo, mientras que hacia el este prevalecen las de tipo frontales, con mayor influencia del Océano Atlántico (Vera et al., 2006; INTA, 2010).

Se utilizaron series de datos de 50 años de precipitación diaria (1961-2010) para 14 sitios, provistos por el SMN, para caracterizar el gradiente de precipitación del centro de Argentina (Figura 2.1). Luego se eligieron 5 sitios representativos del gradiente: San Juan (1; 90 mm/año), San Martín (2; 220 mm/año), San Rafael (3; 360 mm/año), San Luis (4; 650 mm/año) y Laboulaye (5; 890 mm/año), sobre los cuales se realizaron todos los análisis comprendidos en este capítulo.



Figura 2.1. A. Área de estudio, centro de Argentina. Cada círculo corresponde a un sitio provisto de una estación meteorológica, graficados en B y en C. Los números 1, 2, 3, 4 y 5 corresponden a San Juan, San Martín, San Rafael, San Luis y Laboulaye, respectivamente (sitios analizados en detalle en este capítulo). B Coeficiente de variación interanual de la precipitación en función de la precipitación media anual. C. Porcentaje de la precipitación anual ocurrido en verano (diciembre, enero, febrero) en función de la precipitación media anual. La línea rayada indica el porcentaje esperado para un régimen de precipitación no estacional.

2.2.1 Estructura de la precipitación

El análisis de la distribución de eventos de precipitación se basó en datos diarios. Se consideró un evento de precipitación a un día, o a un grupo de días consecutivos, con precipitación mayor a 0,1 mm, separados de otro evento por, al menos, un día sin precipitación (Reynolds et al. 2004). La unidad de análisis fue cada sitio (n=5) por cada año calendario (n=50), o sea, 250 sitios x años. Para cada sitio x año, se descompuso la precipitación en dos componentes: frecuencia (número de eventos por año) y tamaño medio (de todos los eventos ocurridos en un año). Entonces, para un año cualquiera:

Precipitación anual = frecuencia x tamaño medio de los eventos(Ec. 2.1)

El peso relativo de cada componente (frecuencia y tamaño medio de los eventos) determinando la magnitud de la precipitación anual fue calculado a partir del ajuste de ecuaciones lineales sobre los datos transformados logarítmicamente. Por un lado, se transformaron logarítmicamente los datos correspondientes a la precipitación anual, a la frecuencia y al tamaño medio de los eventos mediante la ecuación:

 $y = \log_{10}(x)$ (Ec. 2.2)

donde "x" corresponde a la precipitación anual, a la frecuencia y al tamaño medio de los eventos, según el caso.

Por otro lado, se ajustaron ecuaciones lineales a las relaciones entre: (i) la frecuencia en función de la precipitación anual, y (ii) el tamaño medio en función de la precipitación anual.

 $y = ax + b \tag{Ec. 2.3}$

donde "x" corresponde a la precipitación anual; "y" corresponde a la frecuencia y al tamaño medio de los eventos, según el caso.

Por propiedad matemática de los logaritmos, dado que el producto de la frecuencia y el tamaño medio es la precipitación anual, las pendientes de las ecuaciones lineales de cada componente (frecuencia y tamaño medio) en función de la precipitación anual son complementarias, y necesariamente suman 1. Por ejemplo, si la pendiente de la ecuación lineal que vincula la frecuencia con la precipitación anual fuese de 0,5, necesariamente la pendiente de la ecuación lineal que vincula al tamaño medio con la precipitación anual debería ser de 0,5; en este caso, ambas componentes tendrían el mismo peso relativo explicando la precipitación anual. En cambio, si la pendiente de la frecuencia fuese de 0,8 y la del tamaño fuese de 0,2, la frecuencia estaría explicando el 80% de la precipitación anual, mientras que el tamaño medio estaría explicando solo el 20%. Para analizar diferencias estadísticas entre el aporte relativo de la frecuencia y el tamaño medio de los eventos se utilizó la pendiente teórica de 0,5 como hipótesis nula para contrastar con las pendientes calculadas (*t*-test).

Se construyeron tres grupos de modelos log-log con el objetivo de determinar el peso relativo de la frecuencia y el tamaño medio de los eventos en el espacio y en el tiempo. Por un lado, se construyó un modelo "espacio-temporal" con los valores de los 250 sitios x años. Por otro lado, se construyó un modelo exclusivamente "espacial" con los valores promedio de los 50 años de datos de cada sitio (n=5). Finalmente, se construyeron cinco modelos exclusivamente "temporales" con los datos de cada año (un modelo temporal para cada uno de los cinco sitios; n=50).

Se comparó cada uno de los cinco modelos temporales con el modelo espacial, a partir de dos aproximaciones estadísticas diferentes. Por un lado, se determinó la significancia de las diferencias en las pendientes y las ordenadas al origen de cada modelo (Kleinbaum 2007). Por otro lado, se calculó la frecuencia y el tamaño medio de los eventos predichos para los valores de precipitación correspondientes a uno y dos desvíos estándares respecto de la media de cada sitio, utilizando los modelos temporales, y luego comparándolos con el modelo espacial. Los resultados obtenidos a partir de las comparaciones entre los modelos log-log se encuentran en la Tabla 2.1 (ver

debajo). El resto de la Figura 2.3 muestra los mismos modelos (espacio-temporal, espacial y temporales) solo que con los datos sin procesar (sin haber sido transformados logarítmicamente). Esta Figura tuvo como objetivo visualizar gráficamente las diferencias en el espacio y el tiempo determinadas analíticamente en la Tabla 2.1.

2.2.2 Distribución de tamaño de eventos de precipitación

La variación en la distribución de tamaño de eventos de precipitación, denominada en este capítulo "inequidad", fue descripta utilizando coeficientes de Gini, derivados de curvas de Lorenz relativas (Lorenz 1905, Gini 1912, Cowell 2015). Las curvas de Lorenz son representaciones gráficas utilizadas para plasmar la distribución relativa de una variable en un dominio determinado (ver ejemplo en Figura 2.2). En este capítulo el dominio son los eventos de precipitación (eje "x"), los cuales son ordenados en forma acumulada desde el más grande al más pequeño según su tamaño asociado (eje "y").



Figura 2.2. Ejemplo gráfico de curva de Lorenz derivada de la relación entre la precipitación relativa acumulada y la frecuencia relativa acumulada de los eventos, ordenados desde el evento más grande al más pequeño. La curva azul corresponde a la curva de Lorenz, la recta verde corresponde a una distribución perfectamente equitativa (línea 1:1), las rectas rojas corresponden a una distribución perfectamente inequitativa. Las letras "a" y "b" corresponden a las áreas sobre las cuales se calcula el coeficiente de Gini (G=b/(a+b)).

El coeficiente de Gini es un número entre 0 y 1, en donde 0 se corresponde con la perfecta equidad (e.g. todos los eventos son del mismo tamaño), y 1 se corresponde con la perfecta inequidad (e.g. existe un solo evento que explica la totalidad de la precipitación y los demás son insignificantes o virtualmente iguales a cero) (Weiner and Solbrig 1984, Pan et al. 2003, Sadras and Bongiovanni 2004). Este índice fue utilizado en este capítulo para describir la distribución de los eventos de precipitación para cada sitio y cada año, considerando las componentes anteriormente mencionadas: frecuencia y tamaño de los eventos. El cálculo específico del coeficiente de Gini se basó en la ecuación de Brown (Cowell 2015):

$$G = \left| 1 - \sum_{k=1}^{n-1} (X_{k+1} - X_k) (Y_{k+1} + Y_k) \right|$$
(Ec. 2.4)

donde G es el coeficiente de Gini, "x" es la proporción acumulada de la frecuencia de los eventos, "y" es la proporción acumulada del tamaño de los eventos.

2.2.3 Tendencias de largo plazo

Para cada uno de los cinco sitios se evaluaron tendencias de largo plazo (para la serie completa de 50 años y para el promedio de cada década) en la: 1) precipitación anual, 2) frecuencia anual, 3) tamaño medio anual, 4) tamaño máximo anual (promedio de los diez eventos de precipitación de mayor tamaño ocurridos en una década) y 5) coeficiente de Gini. Por un lado, se ajustaron regresiones lineales simples (idénticas a la Ecuación 2.3) para determinar las tendencias en los 50 años (a partir del análisis de significancia estadística de sus pendientes). En este caso, "x" representó el tiempo (años); "y" representaron las cinco variables anteriormente mencionadas. Por otro lado, se utilizó el test de Tukey para determinar cambios en los valores promedio entre décadas.

2.2.4 Determinación del agua potencialmente disponible para la vegetación

A partir del uso de umbrales fijos y absolutos para establecer la partición de cada evento de lluvia hacia las fracciones de evaporación y escurrimiento, se determinó la cantidad de agua potencialmente disponible para transpiración vegetal de cada año y cada sitio. Cabe destacar que este ejercicio simple tuvo como objetivo hipotetizar el efecto aislado de la estructura de la precipitación sobre el agua potencialmente disponible para transpiración vegetal; por lo que, se ignoraron los efectos de otros atributos capaces de influenciar esta partición tales como el relieve regional, la vegetación o el suelo. Para la evaporación, se utilizó un umbral de 5 mm/evento, considerando que en todos los eventos se pierde dicha lámina (es decir, en su totalidad para los eventos <5 mm y la diferencia en los eventos >5 mm) (Sala and Lauenroth 1982, Golluscio et al. 1998). Para el escurrimiento, se utilizó un umbral de 60 mm/evento, considerando que el escurrimiento fue nulo para eventos <60 mm, y los eventos >60 mm perdieron por escurrimiento la lámina excedente a dicho umbral. La precipitación comprendida entre ambos umbrales fue considerada como precipitación efectiva (Le Houerou et al. 1988. Hein 2006). En base a este criterio, se calculó la fracción de agua potencialmente disponible para transpiración vegetal como el cociente entre la precipitación efectiva y la precipitación total.

2.3 Resultados

La frecuencia y el tamaño medio de los eventos tuvieron un peso relativo similar para explicar a la precipitación anual a lo largo del gradiente de precipitaciones del centro de Argentina cuando espacio y tiempo fueron considerados en conjunto (Tabla 2.1). No existieron diferencias significativas entre ambos componentes y la pendiente 0,5 que postulaba la hipótesis nula, a pesar de la pequeña superioridad del segundo componente (pendientes del modelo log-log espacio-temporal= 0,480 y 0,520 para la frecuencia y el tamaño medio, respectivamente; Tabla 2.1). El modelo espacio-temporal resultó un buen estimador de los cambios en la frecuencia y el tamaño de eventos en función de la

precipitación anual a lo largo de todo el gradiente (Figura 2.2A y 2.2C). Sin embargo, este modelo enmascara algunas diferencias entre el espacio y el tiempo, que emergen cuando se los analiza por separado. En el modelo espacial, la frecuencia y el tamaño medio de los eventos también tuvieron un peso relativo similar debido a que no se encontraron diferencias significativas respecto de la pendiente 0,5 (pendientes del modelo log-log espacial= 0,516 y 0,484, para la frecuencia y el tamaño medio, respectivamente). Finalmente, en los cinco modelos temporales el tamaño medio de los eventos tuvo un peso relativo significativamente mayor a la frecuencia. Dicho patrón se profundizó hacia el extremo subhúmedo del gradiente, dado que las pendientes de los modelos temporales para tamaño medio de los eventos creció linealmente desde 0,606 (Sitio 1) hasta 0,882 (Sitio 5), resultando significativamente mayor a 0,5, en todos los casos (p<0,05).

Modelos		F	recuencia	1	Tamaño medio		
		Pendiente	x=0	R^2	Pendiente	x=0	R^2
	Sitio 1	0.394	0.396	0.37	0.606	-0.396	0.58
	Sitio 2	0.352*	0.587	0.51	0.648*	-0.587	0.79
Temporales	Sitio 3	0.300*	0.768	0.53	0.700*	-0.768	0.84
	Sitio 4	0.241*	0.943	0.29	0.759*	-0.943	0.79
	Sitio 5	0.118*	1.345	0.05	0.882*	-1.345	0.74
Espacial		0.516	0.184	0.98	0.484	-0.184	0.97
Espacio-temporal		0.480	0.280	0.86	0.520	-0.280	0.88

Tabla 2.1. Parámetros de las regresiones (pendiente y ordenada al origen) y coeficientes de regresión (R^2) de los cinco modelos log-log temporales, del espacial y del espacio-temporal, para frecuencia y tamaño medio de los eventos en función de la precipitación anual. Los asteriscos indican diferencias significativas (p<0,05) resultantes de la comparación de cada modelo temporal con el modelo espacial.

La comparación entre cada uno de los modelos temporales y el modelo espacial presentó diferencias significativas en todos los casos (p<0,05), a excepción del Sitio 1 (Tabla 2.1). Estas diferencias aumentaron hacia el extremo subhúmedo del gradiente. Como ejemplo de los sesgos que el reemplazo del modelo espacial por alguno de los modelos temporales puede introducir, se realizaron algunos cálculos para el Sitio 5. En este sitio, los años húmedos que se corresponden con uno y dos desvíos estándares por encima de la media de precipitación anual (1047 mm/año y 1222 mm/año vs. 873 mm/año, respectivamente) presentaron un tamaño medio de eventos de 20,8 mm y 23,8 mm, respectivamente, según el modelo temporal. Al aplicar el modelo espacial para esos dos mismos valores de precipitación anual, las estimaciones del tamaño medio de los eventos fueron de 18,9 mm (-9,0%) y 20,4 mm (-14,4%), respectivamente. El mismo cálculo fue realizado para años secos y los resultados tuvieron diferencias de la misma magnitud, sólo que en sentido opuesto. Entonces, el reemplazo de tiempo por espacio, en el análisis de la estructura de las precipitaciones, sobreestimó el peso relativo de la frecuencia y subestimó el peso relativo del tamaño medio de los eventos en años húmedos; mientras que para años secos, ocurrió lo contrario.

La inequidad en la distribución del tamaño de los eventos para años individuales, descripta por el coeficiente de Gini, fue extremadamente constante por encima de los 200 mm/año (Gini= 0.578 ± 0.049 ; media y desvío estándar; Figura 2.3E y 2.3F). Por debajo de los 200 mm/año, el coeficiente de Gini calculado fue menor y más variable

(Gini= $0,490 \pm 0,110$; media y desvío estándar). Cabe destacar que el cálculo del coeficiente de Gini resultó sensible al total de eventos considerados, presentando una respuesta asintótica positiva que se estabilizó en 20-25 eventos/año (datos no mostrados). Cuando el "n" (frecuencia anual) utilizado para calcular Gini fue menor a 20-25 eventos/año aumentó el error en el cálculo matemático; por lo que es posible que por debajo de los 200 mm/año (baja frecuencia anual), los coeficientes de Gini tengan un error asociado mayor.



Figura 2.3. Frecuencia anual (A y B), tamaño medio anual (C y D) y coeficiente de Gini anual (E y F), en función de la precipitación anual para los cinco sitios durante el período 1961-2010. B, D, F. Cada línea de color representa la función ajustada para 50 años de cada sitio (modelos temporales), la línea negra más gruesa representa la función ajustada de los valores medios de cada uno de los cinco sitios (modelo espacial).

Las curvas relativas de Lorenz, basadas en datos de 50 años para los cinco sitios resultaron muy similares, con coeficientes de Gini entre 0,605 y 0,639 (Figura 2.4). Esto indica que, para todo el gradiente de precipitaciones del centro de Argentina, el 10% mayor, el 25% mayor y el 50% de los eventos explican el 44%, 71% y 92% de la

precipitación, respectivamente (Figura 2.4B). Es interesante destacar que este aspecto tan constante y aparentemente robusto de la estructura de las precipitaciones cambia fuera del área de estudio. Por ejemplo, en el noroeste de Argentina (con un régimen de precipitaciones más tropical y monzónico), Salta (lat-lon: -24.8451, -65.4788) y Formosa (lat-lon: -26.2146, -58.2301) presentaron coeficientes de Gini del 0,672 y 0,690, respectivamente, para el mismo período analizado (datos no mostrados).



Figura 2.4. A. Precipitación anual acumulada en función de la frecuencia anual acumulada de los eventos, ordenados desde el evento más grande al más pequeño, para los cinco sitios de estudio. B. Curvas de Lorenz obtenidas a partir de normalizar, entre 0 y 1, las curvas absolutas de (A). Nótese que las cinco curvas de Lorenz se encuentran superpuestas en gran parte de su trayectoria. Los coeficientes de Gini, calculados sobre las curvas de Lorenz, fueron 0,61, 0,64, 0,64, 0,61 y 0,63, para los Sitios 1, 2, 3, 4 y 5, respectivamente. La tabla inserta muestra la contribución relativa de los eventos de precipitación a la precipitación total para distintos percentiles.

En líneas generales, no se encontraron tendencias significativas de largo plazo en la estructura de la precipitación y la distribución de eventos (Tabla 2.2). Sólo se encontraron tendencias positivas significativas en la precipitación anual del Sitio 2 (2,5 mm/año; p<0,05) y del Sitio 4 (3,7 mm/año; p<0,01), acompañadas de incrementos en el tamaño medio de los eventos (Tabla 2.2). Dicho patrón es coherente con la asociación positiva de ambas variables (tamaño medio de eventos y precipitación anual; Figura 2.3C). Los coeficientes de Gini no presentaron tendencias significativas ni para los 50 años en general, ni entre décadas.
	Sitio 1					Sitio 2					Sitio 3					Sitio 4				Sitio 5					
	Precipitación anual (mm/año)	Frecuencia anual (eventos)	Tamaño medio anual (mm)	Tamaño máximo anual (mm)	Coeficente de Gini decádico	Precipitación anual (mm/año)	Frecuencia anual (eventos)	Tamaño medio anual (mm)	Tamaño máximo anual (mm)	Coeficente de Gini decádico	Precipitación anual (mm/año)	Frecuencia anual (eventos)	Tamaño medio anual (mm)	Tamaño máximo anual (mm)	Coeficente de Gini decádico	Precipitación anual (mm/año)	Frecuencia anual (eventos)	Tamaño medio anual (mm)	Tamaño máximo anual (mm)	Coeficente de Gini decádico	Precipitación anual (mm/año)	Frecuencia anual (eventos)	Tamaño medio anual (mm)	Tamaño máximo anual (mm)	Coeficente de Gini decádico
1961-1970	76	13	5.9	30.9	0.65	155 a	24	6.3 a	39.3 a	0.65	299	32	9.1	62.9	0.65	558	39	14.2	70.2	0.58	781 a	47	16.9	106	0.63
1971-1980	89	14	6.6	31.1	0.68	199	25	7.9	41.7	0.64	372	31.0 a	11.6	72.8	0.65	615	42	14.7	87.7	0.64	881	49	18.1	108	0.63
1981-1990	93	18	4.9	22.9	0.54	182	25	7.3	40.5 a	0.66	381	36	10.1	57.3	0.63	628	44	14.2	84.8	0.6	856	50	17.2	105	0.63
1991-2000	87	14	6.3	22.7	0.54	279 b	28	9.9 b	66.0 b	0.66	374	37.4 b	9.8	65.8	0.63	664	44	15.2	97.9	0.6	1017 b	49	20.7	128	0.63
2001-2010	97	13	6.9	25	0.57	242	25	9.4 b	47	0.61	347	33	10	70	0.64	729	40	18	90	0.6	836	47	18	116	0.62
p-valor						<0.01		< 0.01								< 0.05		< 0.05							
Pendiente (año ⁻¹)						2.47		0.08								3.69		0.08							

Tabla 2.2. Tendencias de largo plazo en la precipitación anual, frecuencia anual, tamaño medio anual, tamaño máximo anual (promedio de los diez eventos de precipitación de mayor tamaño ocurridos en una década) y coeficiente de Gini decádico, para los 5 sitios de estudio. Los datos se encuentran agrupados por décadas. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre décadas. El valor de la pendiente, con su p-valor asociado, indica la existencia de tendencias significativas para los 50 años de datos.

A partir de la aplicación de umbrales absolutos, se observó que la fracción de agua potencialmente disponible para transpiración vegetal (complemento de la suma de las pérdidas por evaporación y escurrimiento) aumentó logarítmicamente desde el extremo árido hacia el extremo subhúmedo del gradiente de precipitación (Modelo espacial; Figura 2.5B). Esto se debió a que la reducción en las pérdidas relativas por evaporación superó al incremento en las pérdidas relativas por escurrimiento superficial hacia el extremo subhúmedo del gradiente (Figura 2.5A). En la Figura 2.5B se observa que los modelos temporales correspondientes a los sitios más secos (Sitios 1 y 2) mostraron un crecimiento superior, respecto del modelo espacial. Esto se debió a que en los años más secos (menor precipitación anual) las pérdidas relativas por evaporación aumentaron exponencialmente, mientras que en los años más húmedos ocurrió lo contrario (Figura 2.5A).



Figura 2.5. A. Pérdidas relativas de agua por evaporación directa (líneas superiores) y por escurrimiento superficial (líneas inferiores), en función de la precipitación anual, para cada sitio. B. Modelaje de la fracción de agua potencialmente disponible para transpiración vegetal, como el complemento de la suma de las pérdidas por evaporación y escurrimiento, para cada sitio. A y B. La línea negra corresponde al modelo espacial, construido a partir de las medias de los 50 años de datos de cada sitio. Las líneas de colores corresponden a los modelos temporales (un modelo por sitio), construidos a partir de los 50 años de datos de cada sitio.

2.4 Discusión

En este capítulo se desarrolló una metodología para el análisis de la precipitación y la distribución de eventos en el centro de Argentina, donde las estaciones meteorológicas son escasas. A partir de ella, se puede conocer la distribución de tamaño de eventos de precipitación de cualquier sitio del centro de Argentina, conociendo simplemente su precipitación anual. Con las funciones espacio-temporales descriptas gráficamente en la Figura 2.3A y 2.3C se puede determinar la frecuencia media anual y el tamaño medio anual de los eventos de precipitación. Luego, con la Figura 2.4B se puede conocer la distribución de tamaño de eventos de precipitación.

Desde una perspectiva climática, los patrones observados indican que la frecuencia de eventos que un sitio recibe cada año es un aspecto más constante que su tamaño, especialmente hacia el extremo subhúmedo del gradiente (Figura 2.3). Este patrón puede estar relacionado con el tipo/origen de las precipitaciones a lo largo del gradiente. Hacia el árido del gradiente prevalecen las precipitaciones de tipo convectivas, mientras hacia el extremo subhúmedo predominan las precipitaciones originadas por frentes provenientes del Atlántico (Vera et al. 2006, INTA 2010). En comparación con la alta periodicidad de los sistemas frontales, las precipitaciones convectivas ocurren en celdas más pequeñas y con una gran variabilidad espacial y temporal (Nicholson 2011). Como resultado, hacia el extremo subhúmedo del gradiente se observa una menor variabilidad interanual de la frecuencia, y por ende, un mayor peso relativo del tamaño de los eventos explicando los cambios en la precipitación anual.

La inequidad de la distribución de tamaño de eventos de precipitación, determinada a partir del coeficiente de Gini, resultó ser el atributo más constante a lo largo de todo el gradiente de precipitaciones del centro de Argentina (Figura 2.3E, 2.3F y 2.4B). Con un procedimiento matemático muy similar al cálculo del coeficiente de Gini, Martin-Vide (2004) y Zhang et al. (2009) describieron la distribución de tamaño de eventos para España y el sur de China, respectivamente. Ellos encontraron que la distribución de tamaño de eventos era similar entre sitios pertenecientes a una misma área o región, sin embargo, existieron grandes diferencias entre regiones. Por ejemplo, España presentó una distribución más equitativa de los eventos en regiones con gran influencia del Atlántico (Coeficiente de Gini <0,60), mientras la distribución resultó más inequitativa en áreas que reciben humedad desde el Mediterráneo (Coeficiente de Gini >0,64) (Martin-Vide 2004). El sur de China, con un régimen de precipitaciones tropical y monzónico, presentó una distribución de eventos sumamente inequitativa (Coeficiente de Gini >0,74) (Zhang et al. 2009a). Estos hallazgos concuerdan con los resultados de este capítulo en lo que respecta a que dentro de un área determinada, en este caso el centro de Argentina, la distribución de tamaño de eventos es constante; pero también destacan la limitación para extrapolar los resultados por fuera del área de estudio.

Las tendencias de largo plazo no dieron indicios de efectos del calentamiento global sobre el régimen de precipitaciones del centro de Argentina (Tabla 2.2). Las predicciones generales, obtenidas a partir de modelos de circulación atmosféricos globales, pronostican para el futuro cercano eventos de precipitación más grandes, menos frecuentes y más estocásticos en regiones áridas (Schlesinger et al. 1990, Trenberth et al. 2003, IPCC 2007). Sobre la base de ese consenso, muchos trabajos evaluaron la respuesta de la PPN a esos cambios en la precipitación, mediante ensayos experimentales (Knapp et al. 2002, Ceballos et al. 2004, Bates et al. 2006). Nuestro análisis no reveló dichas tendencias durante las cinco décadas estudiadas. Solo en dos sitios se encontró un incremento en el tamaño de los eventos, los cuales parecen deberse a un aumento en la precipitación anual y no a un cambio en el régimen de la precipitación (Minetti et al. 2003, Sun et al. 2012).

2.5 Conclusiones

La frecuencia y el tamaño medio de los eventos de precipitación aumentaron de modo similar en respuesta a la mayor precipitación anual en el espacio. Sin embargo, en las series temporales para cada sitio, el tamaño de los eventos explicó en mayor medida la precipitación anual, especialmente en los sitios más húmedos. La distribución relativa del tamaño de eventos resultó constante, en el espacio y el tiempo, a lo largo de todo el gradiente de precipitaciones, mostrando ser un atributo de fuerte consistencia regional. La fracción de agua potencialmente disponible para transpiración vegetal aumentó asintóticamente desde el extremo árido hacia el extremo subhúmedo del gradiente de precipitación, debido a que la reducción en las pérdidas relativas por evaporación superó al incremento en las pérdidas relativas por escurrimiento superficial hacia el extremo subhúmedo del gradiente. No se encontraron tendencias de largo plazo en la frecuencia, el tamaño y la distribución del tamaño de eventos.

Capítulo 3

Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido asociados al reemplazo de bosques por pasturas

Magliano, PN, Fernández, RJ, Giménez, R, Marchesini, V, Páez, RA, Jobbágy, EG. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral*. Aceptado.

Magliano, PN., Fernández, RJ., Florio, EL., Murray, F., Jobbágy, EG. Soil physical changes following the conversion of native woodlands to pastures in Dry Chaco rangelands (Argentina). *Rangeland, Ecology and Management*. Aceptado.

3.1 Introducción

La productividad primaria neta (PNN) de los ecosistemas terrestres secos depende de la fracción de la precipitación que ingresa en el suelo y puede ser absorbida por la vegetación (Weltzin et al. 2003, Huxman et al. 2004b). Las regiones áridas y semiáridas, donde el agua disponible es la principal limitante para la PPN, ocupan el ~45% de la superficie continental del planeta (Newman et al. 2006, Schimel 2010). En el balance de agua de la mayor parte de estas regiones el ~95% de las precipitaciones vuelve a la atmósfera como transpiración vegetal y evaporación directa (Schwinning et al. 2004, Schlesinger and Jasechko 2014), lo cual manifiesta el importante papel que cumple la vegetación regulando las salidas de vapor de agua del sistema. La intercepción directa (y consecuente pérdida de agua por evaporación desde el canopeo), el escurrimiento superficial y el drenaje profundo suelen representar una fracción pequeña del balance de agua (Levia and Frost 2003, Carlyle-Moses 2004, Scanlon et al. 2005, Yaseef et al. 2010).

La partición de los flujos de agua de los ecosistemas llanos se encuentra fuertemente determinada por las interacciones entre la precipitación, la vegetación y el suelo (Chapin et al. 2002, Knapp et al. 2002, Nicholson 2011) (Figura 3.1). La precipitación ejerce un fuerte control sobre la transpiración vegetal a través de su magnitud anual (a mayor precipitación anual, mayor PPN anual) (Sala et al. 1988, Huxman et al. 2004a, Del Grosso et al. 2008), y a través de la distribución de sus eventos (Knapp et al. 2002, Yahdjian and Sala 2006). La vegetación afecta la partición de flujos de agua en forma directa; por ejemplo, sitios más vegetados se caracterizan por tener mayor transpiración y menor escurrimiento, drenaje profundo y evaporación que sitios menos vegetados (Newman et al. 2006, Schlesinger and Jasechko 2014). Pero también puede actuar en forma indirecta, al afectar la redistribución espacial del agua del suelo, concentrándola en parches vegetados y favoreciendo la transpiración por sobre los demás flujos (Ludwig et al. 2005, Bautista et al. 2007, Urgeghe et al. 2010). El suelo, a través de su micro-topografía, textura y estructura, genera cambios en la partición infiltración/ escurrimiento superficial a la escala de parche (Reid et al. 1999, Caldwell et al. 2008, Caldwell et al. 2012, Rossi and Ares 2016), lo que incide sobre la partición evaporación/ transpiración (E/T) a la escala de parcela. Por estos motivos, cuando la vegetación es reemplazada, se alteran las interacciones precipitación-vegetación-suelo, y por ende, la partición de flujos de agua del ecosistema.



Figura 3.1. Esquema conceptual de la partición de los flujos de agua de un evento de precipitación. La foto superior corresponde a un evento de precipitación, la central a un bosque seco característico del Chaco Árido, y la inferior a un corte en el perfil del suelo que muestra el frente de mojado correspondiente a un evento de precipitación de 8 mm (Foto tomada 24 horas después de ocurrido el evento). Los flujos de agua están representados por las flechas de trazos continuos, los procesos de redistribución de agua están representados por las flechas rayadas y la captura de agua (lámina de agua infiltrada) está representada por el óvalo.

Los reemplazos bruscos de vegetación pueden modificar el balance de agua en forma significativa (Farley et al. 2005, Nosetto et al. 2012, Marchesini et al. 2015). Por ejemplo, el reemplazo de bosques por cultivos genera una disminución en la transpiración vegetal del ecosistema, la cual se traduce en aumentos en los flujos de escurrimiento superficial, drenaje profundo y evaporación directa (Connolly 1998, Foley et al. 2005, Scanlon et al. 2005, Bondeau et al. 2007). El aumento del escurrimiento superficial incrementa los riesgos de erosión hídrica y/o inundaciones; sin embargo, este flujo puede ser beneficioso, si se lo logra cosechar en represas (tajamares) y utilizar como fuente de agua líquida para la producción ganadera (Oweis and Hachum 2009a). El aumento en el drenaje profundo en paisajes de llanura puede, en el largo plazo, generar ascensos del nivel freático, salinización superficial y pérdidas de la capacidad productiva del ecosistema (Eberbach 2003, Scanlon et al. 2005, Jobbágy et al. 2008). El aumento en la evaporación directa reduce la eficiencia en el uso del agua del ecosistema (menor PPN, con la misma precipitación) (Huxman et al. 2005, Newman et al. 2006). Todo esto pone en evidencia la importancia que tiene la vegetación en la partición de flujos de agua en sistemas áridos y semiáridos, especialmente en aquellas

regiones donde los cambios en el uso del suelo avanzan rápidamente, como ocurre en el Chaco Árido (Baldi et al. 2015).

El Chaco Árido ocupa una planicie sedimentaria que abarca unos 10 millones de hectáreas, cubiertas por bosques secos nativos dedicados mayoritariamente a la producción ganadera extensiva bovina y, en menor medida, caprina (Rueda et al. 2013). Estos bosques están siendo reemplazados por pasturas de Eragrostis curvula (pasto llorón), Cenchrus ciliaris (pasto búfalo) y Panicum maximum (gatton panic) con el objetivo de aumentar la productividad ganadera (Kunst et al. 2003, Anriquez et al. 2005, Blanco et al. 2005b, Lizzi 2006, Kunst et al. 2012). Este reemplazo brusco y masivo de la vegetación leñosa nativa puede generar grandes cambios en los flujos de agua, especialmente en los sitios más intensamente transformados. En este trabajo se integra un conjunto de observaciones y mediciones realizadas sobre bosques secos nativos y las pasturas que los han reemplazado, con el objetivo de determinar el efecto de la cobertura vegetal (bosques secos nativos vs. pasturas implantadas) sobre la partición de flujos de agua a escala de parcela (~1 ha). Se combina el análisis de la distribución de tamaño e intensidad de eventos de precipitación con mediciones directas de flujos y volúmenes de agua y atributos físicos del suelo en parcelas pareadas de bosques y pasturas.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Sitio de estudio

Este capítulo se desarrolló en el Chaco Árido, la sub-región más austral de la provincia fitogeográfica de Chaco Seco (Morello and Toledo 1959, Morello and Adámoli 1974, Jobbágy et al. 2008). La pendiente regional del terreno es de ~1%, con suelos derivados de la acumulación masiva de sedimentos eólicos y en menor medida aluviales durante el Cuaternario (Pennington et al. 2000, Tripaldi et al. 2013). Los suelos son Torriortentes Típicos, franco-arenosos (55% de arena, 15% de arcilla), con 1,5% de materia orgánica en los primeros 10 cm, débilmente estructurados, y con una escasa proporción de grava a lo largo de todo el perfil (Peña Zubiate et al. 1998). La secuencia típica de los horizontes edáficos es A (0-20 cm), AC1 (20-40 cm), AC2 (40-65 cm), C (65-130 cm) (datos suministrados por Ser Beef S.A.). La precipitación media es de 430 mm/año, con un promedio de 43 eventos/año, concentrados entre septiembre y marzo (datos 2011-2014). La napa freática se encuentra a >30 m de profundidad por lo que no existe ningún tipo de interacción entre la napa y la vegetación (Marchesini 2011). Las mediciones que se presentan en este capítulo se realizaron en establecimientos ganaderos, sobre parcelas pareadas cubiertas por bosques secos y pasturas implantadas. El bosque seco (\sim 7 m altura) se encuentra dominado por *Prosopis flexuosa* (algarrobo), Aspidosperma quebracho blanco (quebracho blanco) y Larrea divaricata (jarilla). Las pasturas se implantaron en reemplazo del bosque nativo en el año 1995. La especie elegida fue Eragrostis curvula, la cual fue reemplazada en el 2012 por Cenchrus ciliaris (información brindada por la empresa Ser Beef S.A.).

3.2.2 Diseño de los muestreos

Los muestreos se llevaron a cabo en el extremo sur del Chaco Árido (lat-lon: -33.5, -66.5; 20 km al suroeste de la ciudad de San Luis) durante el período 2011-2014. Se empleó un diseño de parcelas pareadas de bosque/pastura de \sim 1ha cada una (n=3), de modo de evitar diferencias edafo-climáticas ajenas a las coberturas vegetales. Los tres pares de parcelas de bosque/pastura seleccionados son representativos de los bosques y pasturas de la región en lo que respecta a características de la vegetación y a la dinámica espacial y temporal del agua del suelo de 0 a 3 metros de profundidad (Marchesini 2011). En cada par, se plantearon 2 transectas de muestreo (una en la parcela de bosque y una en la parcela de pastura) de 36 metros de largo cada una, que incluyeron 18 parches de 50 cm x 50 cm espaciados sistemáticamente cada dos metros. El tamaño de parche elegido respondió a la mínima superficie con características "homogéneas" en lo que respecta al suelo y a la vegetación (Wilcox et al. 2003a, Lebron et al. 2007, Bisigato et al. 2009, Okin et al. 2015). La separación entre parches respondió a la mínima distancia a partir de la cual los parches pueden ser considerados como independientes (Wilcox et al. 2003a, Ludwig et al. 2005, Nicholson 2011). El número de parches por transecta respondió a la cantidad máxima capaz de ser muestreada en el transcurso de 12 horas (un día de campo). Las transectas se orientaron en direcciones diferentes (esteoeste, norte-sur y noroeste-sudeste) para evitar cualquier sesgo introducido por la escasa pendiente regional. Sobre estas transectas se realizaron todas las mediciones correspondientes a: (i) los flujos agua de intercepción directa, captura de agua (de la cual se calcula el escurrimiento superficial; Ecuación 3.3) y evaporación potencial, y (ii) los atributos físicos del suelo, tales como la micro-topografía (variable que dista de la pendiente regional utilizada para caracterizar el sitio de estudio), la resistencia a la penetración superficial (RPs), la conductividad hidráulica saturada (K_{sat}), la densidad aparente (Dap) de 0-10 cm y el contenido hídrico a capacidad de campo (CC) de 0-10 cm. Dentro de las parcelas, pero fuera de las transectas, se realizaron las mediciones de frente de mojado (profundidad alcanzada por un evento de precipitación en el perfil del suelo) y de drenaje profundo.

3.2.3 Mediciones de campo

En una de las parcelas cubiertas por pastura se instaló una estación meteorológica (Davis, MB1 ENVOY) que registró en forma horaria la radiación incidente (watt/ m^2), la temperatura del aire (°C), la humedad relativa (%), la velocidad del viento (m/s) y la precipitación (mm) (período 2011-2014). Con el objetivo de disponer de una caracterización climática del sitio de estudio, se calculó la evapotranspiración potencial (ET0) diaria a partir de los datos anteriormente mencionados (Figura 3.2). Para ello se utilizó la adaptación del modelo de Penman-Monteith desarrollada por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (Allen et al. 1998). Debido a que la medición de humedad relativa se interrumpió a principios de 2012, para el cálculo de la ETO se utilizó un valor fijo de 45%, resultante del promedio diario de 2010-2012 (datos cedidos por Alfredo García, registrados en el sitio de estudio). Asimismo con el objetivo de disponer de una caracterización de la fenología de la vegetación del sitio de estudio se presentan datos de índice de vegetación de diferencia normalizada obtenidos de Modis Subset (https://daac.ornl.gov/MODIS/modis.shtml). Además de la estación meteorológica, se instaló un pluviómetro electrónico (TR-525, Campbell Scientific) que registró la precipitación en intervalos de 20 minutos. A partir de los datos registrados por este pluviómetro se determinó el tamaño y la intensidad de

los eventos de precipitación con los que se trabajó en este capítulo y en el siguiente (capítulo 4). El tamaño de los eventos de precipitación fue determinado como la suma de la lámina de todos los intervalos de 20 minutos que no estuvieron separados entre sí por más de 24 horas. La intensidad de los eventos fue determinada como el promedio de las intensidades registradas cada 20 minutos ponderadas por la lámina registrada en ese intervalo. Los datos registrados por este pluviómetro fueron corroborados y validados con mediciones de seis pluviómetros manuales ubicados en zonas despejadas de canopeo dentro de cada parcela, con el fin de evitar cualquier sesgo derivado de la variabilidad espacial entre parcelas.



Figura 3.2. Radiación incidente (A), temperatura del aire (B), velocidad del viento (C), evapotranspiración potencial (D), índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (E) y precipitación (F) para el período comprendido entre diciembre de 2011 y junio de 2013, en el sitio de estudio (Chaco Árido).

La intercepción directa se cuantificó como la diferencia entre la lámina precipitada registrada por la estación meteorológica automática y la lámina colectada por pluviómetros manuales (cilindros de plástico de 10 cm de diámetro y 18 cm de altura) ubicados a nivel del suelo, en cada parche de las transectas (Figura 3.3). Los pluviómetros se revisaron 3-6 horas luego de cada evento de precipitación (11 eventos muestreados entre 2012 y 2013), registrándose la lámina precipitada y vaciando su contenido hasta el próximo evento. Asimismo, se determinó el coeficiente de variación espacial de la fracción de la lámina precipitada que atravesó el canopeo, para cada evento. Si bien la metodología empleada no permite separar el flujo de intercepción directa del flujo de escurrimiento cortical (stem flow), los datos aquí presentados, mediciones de escurrimiento cortical en el Chaco Árido (Pedro Namur, comunicación personal) y resultados de la literatura en otras regiones áridas con especies vegetales similares (Martinez-Meza and Whitford 1996, Reynolds et al. 1999, Llorens and Domingo 2007), permiten asumir como despreciable el flujo cortical a escala de parcela.

La captura de agua, complemento del escurrimiento superficial, se define como la lámina infiltrada en el suelo 24 horas después de finalizado un evento de precipitación. En cada parche de las transectas, se midió la captura de agua para 4 eventos de precipitación de similar tamaño (desde 35,6 hasta 50,8 mm/evento), pero que representaron un amplio rango de intensidades (desde 8,7 hasta 33,6 mm/h). Los 4 eventos muestreados estuvieron precedidos por períodos de más de 15 días sin precipitación, lo cual aseguró un nivel bajo de humedad volumétrica del suelo (HV), en el orden del 3% de 0-10 cm de profundidad y del 7% de 10-100 cm de profundidad, similar para todos los casos. La HV del día posterior a cada evento de precipitación fue medida con un sensor tipo TDR (time-domain reflectometry; modelo Theta-probe, Delta-T Devices), en intervalos de 10 cm de profundidad desde la superficie del suelo hasta el final del frente de mojado. A la HV registrada de 0-10 cm de profundidad se le sumó las pérdidas por evaporación directa ocurridas durante el transcurso del día de muestreo. La HV del suelo seco fue determinada luego de un largo período sin precipitaciones (90 días sin precipitaciones mayores a 1 mm), una única vez en agosto de 2013. Para ello, se realizó un muestreo idéntico al anterior, sólo que desde la superficie del suelo hasta el metro de profundidad (superando la máxima profundidad alcanzada por los eventos de precipitación muestreados en este capítulo). De este modo se obtuvo una estimación de la HV previa a cada evento de precipitación (suelo seco), una medición de la HV 24 horas después de finalizado cada evento y la profundidad del frente de mojado (PFM) de cada evento. Con estos datos, primero se calculó la lámina de agua infiltrada en el suelo (Lam), y luego se calculó la captura de agua (%) de la siguiente forma:

 $Lam = (HV_{post-evento} - HV_{pre-evento}) \times PFM$ (Ec. 3.1)

donde la HV _{post-evento} corresponde a la humedad volumétrica del suelo promedio desde la superficie hasta alcanzar el frente de mojado 24 horas después de finalizado el evento de precipitación (mm³ agua/ mm³ suelo). La HV _{pre-evento} corresponde a la humedad volumétrica del suelo seco para la misma profundidad (mm³ agua/ mm³ suelo). La PFM corresponde a la profundidad del frente de mojado alcanzado por el evento de precipitación (mm).

Captura de agua (%) = (Lam / Lppt) x 100

donde Lam corresponde a lámina de agua infiltrada en el suelo 24 horas después del evento de precipitación (mm) y Lppt corresponde a la lámina aportada por el evento de precipitación (mm).

De este modo, una captura de agua del 100% implica que la totalidad del evento de precipitación infiltró en el suelo. Una captura < 100% implica que una parte del evento de precipitación no infiltró, lo cual sugiere que fue interceptada por el canopeo o se perdió por escurrimiento superficial (parche que se comporta como fuente de agua). Una captura > 100% implica que ese parche recibió un aporte extra de agua al de la precipitación, ya sea por redistribución horizontal generada por el canopeo o por escurrimiento superficial de algún parche vecino (parche destino o sumidero de agua). A escala de parcela, se calculó el porcentaje de escurrimiento superficial (Es) para cada evento de precipitación de la siguiente manera:

Es (%) = 100 - Captura de agua promedio de cada parcela (Ec. 3.3)

Cabe destacar que todas las parcelas muestreadas en este capítulo se encontraron en una situación topográfica de media loma, por lo que no es posible que la captura de agua promedio de los parches exceda al 100% de la precipitación.

Dentro de las parcelas, pero fuera de las transectas, se midió el frente de mojado generado por un evento de 54 mm de magnitud y 16 mm/h de intensidad (febrero 2013) que tuvo lugar luego de un período seco (15 días sin precipitaciones). Las mediciones se realizaron en parches de 50 cm x 50 cm con cobertura vegetal contrastante (parches muy vegetados y parches sin vegetación), tanto en el bosque como en las pasturas. Se consideraron parches muy vegetados a aquellos con la presencia de tres estratos de canopeo (herbáceo, arbustivo y arbóreo) y broza sobre la superficie del suelo, en el caso del bosque, y al menos un ejemplar adulto de *Cenchrus ciliaris*, en el caso de las pasturas. Se consideraron parches sin vegetación a aquellos desprovistos de cobertura aérea y con suelo desnudo en superficie, tanto para el bosque como para las pasturas. De este modo, se plantearon 4 situaciones: bosque-vegetado, bosque-sin vegetación, pastura-vegetada, pastura-sin vegetación. Se registró el frente de mojado en 5 parches distribuidos al azar correspondientes a cada una de estas situaciones en cada parcela.

El drenaje profundo se caracterizó a partir del patrón de distribución de cloruros (Cl⁻) en el perfil del suelo de las parcelas de bosque y pastura (Santoni et al. 2010). El cloruro es un ión altamente soluble que se incorpora al suelo casi exclusivamente por deposición atmosférica húmeda (disuelto en la precipitación) o seca (en forma de partículas), con mínima contribución del material parental. Al ser poco absorbido por las plantas, es un marcador conservativo que se pierde del sistema principalmente a través del drenaje profundo, por lo que es ampliamente utilizado como estimador de este flujo en ambientes áridos, donde su acumulación en el suelo es grande y sus pérdidas ínfimas (Scanlon et al. 2002). En cada parcela de bosque y de pastura, se realizó una perforación de muestreo de 6 m de profundidad con barreno manual de 10 cm de diámetro (n=3). Se tomaron muestras de suelo cada 25 cm, desde la superficie hasta 1 m de profundidad, y cada 50 cm entre 1 y 6 m de profundidad. Para analizar la concentración de Cl⁻ en las muestras se efectuaron extractos 2:1 de agua destilada: suelo, y se utilizó un electrodo selectivo de estado sólido (ORION 94-17, Thermo Electron Corporation).

La evaporación potencial hace referencia a la lámina potencialmente evaporable a nivel del suelo. Para cuantificar su magnitud bajo cada tipo de cobertura, se instalaron microlisímetros en los parches situados a lo largo de las transectas (Figura 3.3). Los lisímetros constaron de cilindros plásticos de 10 cm de diámetro y 18 cm de altura, rellenos de 1 kg de suelo del horizonte superficial (0-10 cm) del sitio de estudio, previamente tamizado y homogenizado, dispuestos dentro de tubos de PVC enterrados a nivel del suelo. Se colocó un lisímetro en cada parche de las pasturas, y dos lisímetros por parche de bosque: uno con suelo desnudo, y otro con 3 cm de espesor de broza recolectada en las inmediaciones del punto (percentil 95 de la cantidad de broza bajos bosque; ver capítulo 4 de esta tesis). Esta manipulación buscó separar el efecto de la sombra del canopeo del efecto de la broza de suelo sobre la evaporación potencial en el bosque. En cada lisímetro se aplicó una lámina de agua de 28 milímetros para llevar el suelo a capacidad de campo según determinaciones de laboratorio basadas en el método desarrollado por Colman (1947) (Colman 1947, Hillel 1998). En el comienzo del ensayo se registró el peso inicial de cada lisímetro a las 9 am (febrero 2012), y el peso luego de 24 horas. La diferencia de peso representó la lámina potencialmente evaporable (mm/día). Las condiciones meteorológicas del ensayo fueron: radiación incidente= 198,3 watts/m²; temperatura= 24,3 °C, humedad relativa= 45%, velocidad de viento= 5,8 m/s y ET0= 7 mm/día (Figura 3.2).

Dentro de los atributos físicos del suelo, la micro-topografía fue determinada a partir de cuantificar las diferencias altimétricas (cm) entre el centro de cada parche de muestreo y cuatro puntos del terreno situados 50 cm en dirección norte, sur, este, oeste (Ziplevel Pro-2000, Tech Idea; resolución= 2 mm). Luego se promediaron los cuatro valores obtenidos (con el objetivo de generar un solo valor por parche) y se convirtió la unidad altimétrica (cm) en pendiente (%), dividiendo la diferencia altimétrica por la distancia entre los puntos (50 cm). La RPs se determinó utilizando un penetrómetro analógico (Eijkelkamp). Se utilizó el promedio de 5 datos aleatoriamente distribuidos dentro del parche. La K_{sat} se determinó con el método del doble anillo (Wilson and Luxmoore 1988, Lai and Ren 2007) (Figura 3.3). La Dap y el CC (0-10 cm) se determinaron sobre las mismas muestras tomadas en el campo. Primero, se le suministró una lámina de 50 mm a cada parche, se colocó una hoja de nylon sobre la superficie del suelo (para evitar pérdidas de agua por evaporación directa) y se esperó a que transcurrieran 24 horas desde el suministro de la lámina de agua. Este tiempo es suficiente para que el agua percole en el perfil del suelo y alcance la capacidad de campo en, al menos, los primeros 20 cm del perfil (Hillel 1998). Luego, se tomaron las muestras de suelo para determinar la Dap con el método del cilindro (Grossman and Reinsch 2002). El valor de Dap se calculó en el laboratorio como el cociente entre el peso seco de la muestra (secada durante 72 horas a 105°C) y el volumen del cilindro. Finalmente se asumió que el contenido hídrico de las muestras tomadas en el campo 24 horas después de suministrada la lámina de 50 mm de agua, se correspondió con el contenido hídrico a capacidad de campo (Colman 1947, Hillel 1998).



Figura 3.3. Determinaciones de campo. A. Conductividad hidráulica saturada, determinada con el método del doble anillo. B. Evaporación potencial, determinada con micro-lisímetros. C. Intercepción directa, determinada con pluviómetros manuales bajo el canopeo. D. Ejemplo de frente de mojado para un evento de precipitación de 12 mm.

3.2.4 Análisis estadísticos

Los análisis empleados para detectar diferencias en los flujos/volúmenes de agua y los atributos físicos del suelo entre las coberturas de bosque y pastura variaron según las características del muestreo. Para las mediciones en que se incluyeron varios eventos de precipitación (intercepción directa y captura de agua), se realizaron análisis de varianza bi-factoriales, donde el tipo de cobertura representó el factor principal (2 niveles: bosque y pastura) y los eventos de lluvia el factor secundario (11 y 4 eventos, para intercepción directa y captura de agua, respectivamente). También se utilizó un análisis de varianza bi-factorial para analizar la interacción entre el tipo de cobertura vegetal (factor principal con 2 niveles: bosque y pastura) y la densidad de la misma (factor secundario con 2 niveles: vegetado y sin vegetación) sobre la profundidad del frente de mojado. La comparación de la concentración de cloruros en el perfil del suelo entre ambas coberturas para caracterizar el drenaje profundo se realizó mediante pruebas t apareadas (n=3) para cada estrato de profundidad. Las comparaciones de evaporación potencial se realizaron mediante un análisis de varianza unifactorial (n=3) con tres niveles de tipo de cobertura: bosque con suelo desnudo, bosque con broza agregada y pastura; y pruebas t para comparaciones más específicas (ejemplo: pastura vs. valores de bosque > al percentil 95). La comparación de los atributos físicos del suelo entre ambas coberturas (bosque, pastura) se realizó mediante pruebas t apareadas (n=3); asimismo se construyeron gráficos de caja y bigotes con el objetivo de ilustrar la gran variabilidad de los datos (n= 3 parcelas x 18 parches= 54). Adicionalmente, se emplearon modelos de regresión lineal para establecer la relación entre el tamaño y la

intensidad de los eventos de precipitación registrados por la estación meteorológica entre fines de 2011 e inicios de 2014 (n=80).

3.3 Resultados

Tanto el tamaño como la intensidad de los eventos de precipitación presentaron una distribución asimétrica de sus valores, encontrándose unos pocos eventos desproporcionadamente grandes/ muy intensos, y muchos eventos pequeños/ poco intensos (Figura 3.4). Solamente el evento de precipitación más grande representó el 15% de la precipitación media anual. La sumatoria de los dos y de los seis eventos de precipitación más grandes explicó el 25 y el 50% de la precipitación media anual, respectivamente; mientras que la sumatoria de los 15 eventos más pequeños sólo explicó el ~2% (Figura 3.4A). Si bien se encontró una relación positiva y significativa entre el tamaño y la intensidad de los eventos de precipitación ($R^2=0,45$; p<0,01; Figura 3.4C) cabe destacar que los eventos más intensos no necesariamente corresponden a los eventos más grandes.



Figura 3.4. Distribución de tamaño (A) e intensidad (B) de los eventos de precipitación ocurridos en un año típico (promedio 2011-2014) en la región de estudio (430 mm/año, 43 eventos/año). Los puntos representan eventos individuales, ordenados de mayor a menor tamaño. Los porcentajes en A indican los eventos que suman un 25, 50 y 75%, respectivamente, de la precipitación media anual. C. Relación entre la intensidad y el tamaño de los eventos de precipitación ocurridos en el período 2011-2014 (y= 0,52x + 3,84; R²=0,45; p<0,01).

La intercepción directa promedio de las parcelas varió según el tipo de cobertura (p<0,0001), pero no entre eventos de precipitación (tamaño: p>0,05; intensidad: p>0,05). El bosque presentó una intercepción de 1,51 \pm 0,50 mm/evento (media y desvío estándar) mientras que la intercepción de las pasturas fue de 0,35 \pm 0,13 mm/evento (media y desvío estándar).

La captura de agua a escala de parcela varió tanto por efecto del tipo de cobertura (bosque, pastura: p<0,05) como del evento de precipitación (tamaño: p<0,05; intensidad: p<0,01). En tres de los cuatro eventos muestreados, la captura fue similar y cercana al 100% en ambas coberturas; sólo en el evento más intenso (33,6 mm/h, percentil 95 en intensidad) la pastura presentó una captura significativamente inferior a la del bosque (p<0,01). En este evento, la captura de agua de la pastura fue de 72,3 ± 34,4% (media y desvío estándar), mientras que la captura de agua del bosque fue de

99,6 ± 48,7% (media y desvío estándar). Esto implicó que, tras un evento de precipitación muy intenso, las parcelas de bosque tuvieron escurrimiento superficial prácticamente nulo, mientras que las parcelas de pastura perdieron en promedio un 27,7% de la lámina precipitada por escurrimiento superficial. A escala de parche, se encontró, para ambos tipos de cobertura, una asociación lineal y positiva entre la intensidad de los eventos de precipitación y el coeficiente de variación espacial de la captura de agua (p<0,01; n=4 eventos; R²=0,88 y 0,66, en el bosque y la pastura, respectivamente). La heterogeneidad espacial de la captura de agua resultó mayor en el bosque (Figura 3.5 y 3.6). Por un lado, el bosque presentó parches con valores de captura de agua más extremos que los de las pasturas (Figura 3.5). Por otro lado, los resultados de las mediciones del frente de mojado de un evento de precipitación de 54 mm de magnitud y 16 mm/h de intensidad mostraron que, tanto para el bosque como para la pastura, los parches vegetados tuvieron una mayor profundidad del frente de mojado que los no vegetados (p<0,01; en bosque y pastura), siendo dicho patrón más contrastante en el bosque (Figura 3.6).



Figura 3.5. Captura de agua del evento de precipitación más intenso (33,6 mm/h) a lo largo de las transectas (n=3 transectas x 18 parches= 54 datos), para el bosque (izquierda) y la pastura (derecha). Cada transecta tuvo una longitud de 36 metros. La línea rayada indica el 100% de captura de agua; parches <100% recibieron menos agua que la precipitada (fuentes), parches >100% recibieron más agua que la precipitada (destinos o sumideros). La captura de agua promedio de las tres transectas fue del 99,6 \pm 48,7 % y 72,3 \pm 34,4 % (media y desvío estándar), para el bosque y la pastura, respectivamente.



Figura 3.6. Frente de mojado para parches vegetados y sin vegetación luego de un evento de precipitación de 54 mm (intensidad: 16 mm/h), en el bosque (izquierda) y la pastura (derecha). Las cajas representan los cuartiles 1, 2 y 3; las líneas el máximo y el mínimo; y los asteriscos la media.

El drenaje profundo fue nulo tanto en las parcelas de bosque como en las parcelas de pastura, dado que se registró una cantidad importante de cloruros en la zona de exploración radical de ambas coberturas (hasta ~2,5m en la pastura y mayor en el bosque; Figura 3.7). Sin embargo, la pastura presentó significativamente (p<0,01) una menor cantidad cloruros desde los 0,75 m hasta los 2 m de profundidad, lo que sugiere un lavado parcial de las sales del perfil respecto del bosque, como consecuencia de una mayor percolación de agua hacia los estratos más profundos de la zona de exploración radical.



Figura 3.7. Perfiles de cloruros (ppm= mg Cl⁻/kg suelo) para el bosque y la pastura (de 20 años de antigüedad). Cada marcador es el promedio de 3 pozos de 6 metros de profundidad. Las barras horizontales indican el desvío estándar.

La evaporación potencial varió significativamente entre coberturas (p<0,01). La evaporación potencial de la pastura fue de 7,0 \pm 0,9 mm/día (media y desvío estándar), la del bosque con suelo desnudo fue de 4,4 \pm 0,9 mm/día (media y desvío estándar), y la del bosque con broza fue de 1,2 \pm 0,3 mm/día (media y desvío estándar). En los parches de bosque con suelo desnudo, los valores de evaporación potencial más altos (percentil 95) no difirieron significativamente de la evaporación potencial promedio de los parches de pastura (p=0,46); mientras que los valores más bajos (percentil 5) resultaron significativamente mayores al promedio de los parches con broza (p<0,01).

El reemplazo de bosques por pasturas generó cambios significativos de los valores medios de las parcelas en cuatro de los cinco atributos físicos del suelo; por otra parte, se encontró una reducción generalizada de la variabilidad de los mismos. En comparación con los bosques, las pasturas presentaron una micro-topografía con menor pendiente promedio $(3,7 \pm 0,34 \text{ vs. } 5,0 \pm 0,67 \%$ de pendiente; p<0,05), menor K_{sat} $(71,6 \pm 9,0 \text{ vs. } 139,9 \pm 37,2 \text{ mm/h}; \text{p}<0,05)$, mayor RPs $(4,2 \pm 0,10 \text{ vs. } 1,9 \pm 0,17 \text{ kg/cm}^2; \text{p}<0,01)$ y mayor Dap de 0-10 cm $(1,39 \pm 0,05 \text{ vs. } 1,16 \pm 0,04 \text{ g/cm}^3; \text{p}<0,0001)$. El CC de 0-10 cm resultó similar para ambas coberturas $(16,3 \pm 0,21 \text{ vs. } 17,1 \pm 1,12 \%$ para pasturas y bosques, respectivamente; p=0,29). En la Figura 3.8 se ilustra la variabilidad de los atributos físicos del suelo para ambas coberturas.



Figura 3.8. Atributos físicos del suelo medidos en el bosque y la pastura. A. Microtopografía (% de pendiente). B. Conductividad hidráulica saturada (mm/h). C. Resistencia a la penetración superficial (kg/cm²). D. Densidad aparente de 0 a 10 cm de profundidad (g/cm³). E. Contenido hídrico a capacidad de campo de 0 a 10 cm de profundidad (%). Las cajas representan los cuartiles 1, 2 y 3; las líneas el percentil 95 y el percentil 5; y los asteriscos la media.

3.4 Discusión

En este trabajo se exploró cómo el reemplazo de bosques secos nativos por pasturas afectó la partición de flujos de agua, junto con un conjunto de atributos físicos del suelo, en ecosistemas pertenecientes al Chaco Árido. Se encontró, por un lado, una disminución en la intercepción directa, y aumentos en el escurrimiento superficial y la evaporación potencial a nivel del suelo. Por otro lado, el lavado parcial de los cloruros del suelo en la zona de exploración radical de las pasturas indica la ocurrencia de flujos descendentes de agua que no se tradujeron aún en pérdidas por drenaje profundo, pero sugieren una menor capacidad de utilizar el agua infiltrada respecto de los bosques. Finalmente, se encontraron cambios en atributos físicos del suelo, principalmente una reducción de la micro-topografía y de la conductividad hidráulica saturada del suelo.

Las pasturas presentaron una captura de agua de lluvia espacialmente más homogénea que el bosque, como producto de una menor redistribución de agua por el canopeo y la superficie del suelo. Esto sugiere que las pasturas, luego de 20 años de permanencia, reducen la heterogeneidad propia del bosque y conducen al sistema a una situación más similar a la de un pastizal natural (Kleb and Wilson 1997, Breshears and Barnes 1999, Wang et al. 2010). Si bien las mediciones no estuvieron orientadas a establecer cuantitativamente el balance de agua en ambas coberturas, las mismas sugieren que la fracción de la precipitación potencialmente transpirable resulta menor en las pasturas, como resultado de las mayores pérdidas por escurrimiento y evaporación directa. Estos resultados evidencian la necesidad de abordar al sistema desde escalas más finas (parche) para entender algunos procesos que afectan a la partición de flujos de agua de la parcela, como por ejemplo la redistribución de agua entre parches y la heterogeneidad que esto genera en la distribución de humedad de los perfiles de suelo.

Desde la perspectiva de la maximización de la productividad primaria neta bajo condiciones de semiaridez es deseable incrementar la transpiración vegetal y reducir el resto de los flujos (Noy-Meier 1973, Newman et al. 2006). El drenaje profundo resultó nulo en ambas coberturas (Figura 3.7). Esto sugiere que el bosque utiliza exhaustivamente el agua de las precipitaciones, algo ya observado en muchos sitios de la región (Santoni et al. 2010, Marchesini et al. 2013), y que su reemplazo por pasturas tiene poco efecto sobre esta característica, a diferencia de lo observado con el uso agrícola de estos ambientes (Contreras et al. 2013). El escaso desplazamiento vertical del frente de cloruros observado en las pasturas es similar a lo observado en bosques disturbados por rolados (Marchesini et al. 2013), y actualmente no representaría un riesgo de salinización por ascenso freático como ocurre en diferentes zonas agrícolas del Chaco Seco y Espinal (Santoni et al. 2010, Amdan et al. 2013, Contreras et al. 2013). Sin embargo, la menor capacidad de utilizar el agua de las precipitaciones de las pasturas respecto de los bosques, implica que éstas pueden presentar pulsos de drenaje profundo si se registraran eventos de precipitación más grandes, intensos o frecuentes que los registrados en los 20 años transcurridos desde el cambio de cobertura. Por lo pronto, lo más esperable es que los cambios en el balance de agua introducidos por el reemplazo de bosques por pasturas se encuentren restringidos al resto de los flujos (intercepción, escurrimiento, evaporación).

La evapotranspiración de los ecosistemas con precipitaciones entre los 350 y 800 mm/año es muy sensible a los cambios en el tipo de cobertura vegetal, dado que por debajo de los 350 mm/año prácticamente todo lo precipitado es evapotranspirado, y por encima de los 800 mm/año casi siempre existe una fracción de escurrimiento y drenaje profundo (Zhang et al. 2001, Huxman et al. 2005, Viglizzo et al. 2014). Dentro de ese rango de precipitaciones, una fracción muy grande de los sistemas terrestres se encuentra destinada a la producción ganadera, y por ende se encuentra sujeta a cambios constantes de la cobertura vegetal como consecuencia de su reemplazo intencional, o por la presión del ganado (Schlesinger et al. 1990, Van Auken 2000, Asner et al. 2004). Los cambios más frecuentes son la reducción intencional de la vegetación leñosa, con el objetivo de aumentar la receptividad del sistema, o su incremento no intencional, producto de la arbustización por sobre-pastoreo (Van Auken 2000, Huxman et al. 2005, Bisigato and Lopez Laphitz 2009, Wilcox and Huang 2010). El Chaco Árido representa un ejemplo del primer caso, dónde la vegetación leñosa es suprimida brusca y masivamente para la implantación de pasturas. Sin embargo, en la última década comenzó a ser cada vez más frecuente la práctica del rolado, dónde se elimina la vegetación leñosa arbustiva pero se mantienen los ejemplares arbóreos de mediano y mayor porte (Kunst et al. 2003, Anriquez et al. 2005, Lizzi 2006, Marchesini 2011). Los resultados de este trabajo, basados en mediciones de campo puntuales en el espacio y el tiempo, sugieren que los rolados, desde el punto de vista de la producción y de la partición de los flujos de agua, se encuentran en una situación intermedia entre el bosque y la pastura. Esto se debe a que, por un lado, aumentan la receptividad ganadera del sistema (Blanco et al. 2005a), y por el otro, la cobertura arbórea de mediano y gran porte disminuye la evaporación potencial y el escurrimiento superficial (Farley et al. 2005, Bala et al. 2007, Jobbágy et al. 2008, Marchesini 2011).

3.5 Conclusiones

El reemplazo de bosques secos nativos por pasturas alteró la partición de flujos de agua y la física del suelo en ambientes pertenecientes al Chaco Árido. Por un lado, aumentó la evaporación potencial del suelo y el escurrimiento superficial, y disminuyó la intercepción directa del canopeo. Por otro lado, disminuyó la micro-topografía y la conductividad hidráulica saturada, y aumentó la resistencia a la penetración superficial del suelo. Finalmente, las pasturas presentaron una captura de agua de lluvia espacialmente más homogénea que el bosque y una disminución generalizada de la variabilidad de sus atributos físicos del suelo.

Capítulo 4

El papel de la intensidad de las precipitaciones sobre la redistribución superficial del agua en el Chaco Árido

Magliano, PN, Breshears, DD, Fernández, RJ and Jobbágy, EG. 2015. Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. *Ecological Applications* 25, 2094-2100.

4.1 Introducción

La fracción de las precipitaciones que ingresa en el suelo y su redistribución espacial a escala de parche son los principales controles de la productividad primaria neta (PPN) en ecosistemas limitados por agua (Huxman et al. 2004a, Newman et al. 2010). El escurrimiento superficial, si bien suele representar una fracción menor del balance de agua de planicies áridas y semiáridas, genera un flujo horizontal de redistribución de agua que incide directamente sobre la disponibilidad de agua para la vegetación, la erosión del suelo, el ciclado de nutrientes y la partición evaporación/ transpiración (E/T) (Reid et al. 1999, Wilcox et al. 2003a, Ludwig et al. 2005, Yu et al. 2008). La dirección y magnitud de estos procesos de redistribución dependen de complejas relaciones entre atributos de la vegetación y del suelo, en combinación con las características de los eventos de precipitación (tamaño e intensidad) (Cerdà 1997, Davenport et al. 1998, Puigdefabregas et al. 1999, Urgeghe et al. 2010). La redistribución superficial del agua, generada por procesos de escurrimiento superficial a escala de parche, puede por ejemplo favorecer la PPN como resultado de la concentración del agua de las precipitaciones bajo parches más vegetados (Bhark and Small 2003, Ludwig et al. 2005, Urgeghe et al. 2010).

Muchos estudios acerca de la redistribución superficial del agua se han concentrado en entender los efectos de la arquitectura del canopeo, la distribución espacial de la vegetación, la conectividad del ecosistema y las tasas de infiltración del suelo (Newman et al. 2010, Ravi et al. 2010, Villegas et al. 2010, Urgeghe and Bautista 2014). Cabe destacar que, en éstos y en otros estudios similares, los eventos de precipitación han sido caracterizados únicamente según su tamaño. Esto se debió, entre otros motivos, a la falta de series de datos que permitan estimar su intensidad (e.g. a partir de datos horarios de precipitación). Se concluyó que los eventos de precipitación grandes generan más redistribución superficial que los pequeños (Reid et al. 1999, Wilcox et al. 2003a). Sin embargo, el escurrimiento superficial puede ser fuertemente afectado por la intensidad de los eventos (Hastings et al. 2005, Nicholson 2011), destacando un posible papel clave, pero pobremente abordado, en la ecohidrología de sistemas áridos y semiáridos.

En este capítulo se analizaron eventos de precipitación grandes (>20 mm), debido a su gran contribución a la precipitación anual en regiones secas, pero explorando el efecto de la intensidad de los mismos. Específicamente, se determinó el efecto de la intensidad de la precipitación sobre la redistribución superficial del agua del suelo a escala de parche $(0,25 \text{ m}^2)$ y sus principales controles en bosques secos pertenecientes al Chaco Árido. Para ello, se cuantificó la captura de agua (lámina de agua infiltrada 24 horas después de finalizado un evento de precipitación; ver capítulo 3 de esta tesis) en: (i) 54 parches dispuestos sistemáticamente a lo largo de transectas, luego de 4 eventos de precipitación, y (ii) 2 parches, uno muy vegetado y otro completamente desprovisto de vegetación, luego de 16 eventos de precipitación. Asimismo, se cuantificaron 14 atributos biofísicos, inherentes a la vegetación y al suelo, como posibles controles de la redistribución superficial del agua.

4.2 Materiales y métodos

Este capítulo se desarrolló en el Chaco Árido, extremo sur del Chaco Seco. Las mediciones de campo se realizaron en un establecimiento ganadero de ~2000 hectáreas, cubierto de bosques secos de ~7 m (lat-lon: -33.5, -66.5). Los árboles dominantes son *Prosopis flexuosa* (algarrobo) y *Aspidosperma quebracho blanco* (quebracho blanco), mientras que en el estrato arbustivo domina la *Larrea divaricata* (jarilla) (Apéndice 4.1, Tabla 4.I, Figura 4.I). La pendiente regional del terreno es del ~1%, los suelos son Torriortentes Típicos, con un 55% de arena y 1,5% de materia orgánica, desarrollados sobre loess sedimentario proveniente de la cordillera de los Andes (Pennington et al. 2000). La precipitación media es de 430 mm/año, con 43 eventos/año, concentrados en primavera-verano (septiembre- marzo) (datos 2011-2014). El 60% de los eventos son pequeños (<10 mm) y representan sólo el ~12% de la precipitación anual, mientras que los eventos grandes (>20 mm) representan el ~10% de los eventos ocurridos en el año, pero explican el ~70% de la precipitación anual (Ver Figura 3.4 de esta tesis).

Se determinó la captura de agua (ver capítulo 3 de esta tesis), junto con 14 variables biofísicas (posibles controles de la captura de agua), en parches de 50 cm x 50 cm. La captura de agua fue determinada a partir de dos tipos de aproximaciones en el período transcurrido entre 2011-2014. Por un lado, se realizó un muestreo en transectas (alta intensidad espacial de muestreo), y por el otro, se instalaron sensores de medición de humedad volumétrica del suelo (HV) en dos parches con vegetación contrastante (alta intensidad temporal de muestreo). La precipitación fue registrada en intervalos de 20 minutos (TR-525, Campbell Scientific). El tamaño de los eventos de precipitación fue determinado como la suma de la lámina de todos los intervalos de 20 minutos que no estuvieron separados entre sí por más de 24 horas. La intensidad de los eventos fue determinada como el promedio de las intensidades registradas cada 20 minutos ponderadas por la lámina registrada en ese intervalo. Este capítulo se concentró únicamente en eventos de precipitación grandes (>20 mm), dada su gran contribución a la precipitación anual.

4.2.1 Determinación de captura de agua en transectas

Los datos de captura de agua (%) utilizados en este capítulo fueron los mismos que los correspondientes al bosque seco del capítulo 3 de esta tesis. Los detalles de las parcelas de muestreo, del arreglo espacial de las transectas y del cálculo de la captura de agua se pueden observar en la sección 3.2.3. El juego de datos utilizado en este capítulo (capítulo 4) consta del valor de captura de agua (%) de 54 parches de bosque seco luego de 4 eventos de precipitación de similar tamaño (desde 35,6 hasta 50,8 mm/evento), pero de distinta intensidad (desde 8,7 hasta 33,6 mm/h). A partir de los datos de captura de agua se calculó la redistribución del agua del suelo para cada evento de precipitación como el coeficiente de variación (CV) de la captura de agua los parches.

4.2.2 Determinación de captura de agua en parches con vegetación contrastante

En dos parches con vegetación contrastante (muy vegetado y sin vegetación) se instalaron sensores de HV fijos (HS-10 y EC-5 probes, Decagon Devices) conectados a registradores de datos (CR10X, Campbell Scientific Instruments) durante el período 2011-2014 (Figura 4.1; Apéndice 4.1, Figura 4.II). Los dos modelos de sensores utilizados registran la humedad volumétrica del suelo a partir del mismo principio (TDR, time-domain reflectometry); la única diferencia entre ambos radica en el volumen de suelo integrado (1000 cm³ en el caso de los HS-10 y 330 cm³ en el caso de los EC-5). Los sensores fueron calibrados con datos de humedad gravimétrica provenientes de muestras tomadas en el sitio de estudio, una única vez, luego de transcurridos dos meses de su instalación. El parche muy vegetado correspondió a un área de 50 cm x 50 cm del terreno con la presencia de tres estratos de canopeo (herbáceo, arbustivo y arbóreo) y broza sobre la superficie del suelo. El parche sin vegetación se correspondió a un área de 50 cm x 50 cm del terreno completamente desprovista de canopeo y con suelo desnudo en superficie. En cada parche, se instalaron 12 sensores en 6 profundidades (2, 10, 20, 30, 40 y 50 cm), por lo que el dato de HV de cada profundidad se obtuvo del promedio de dos sensores. Sobre un total de 16 eventos (tamaños desde 20,1 hasta 60,2 mm/evento; intensidades desde 0,9 hasta 44,7 mm/h) ocurridos entre 2011-2014 en el sitio de estudio, se registraron 15 y 11 eventos en el parche muy vegetado y en el parche sin vegetación, respectivamente. Los sensores dejaron de registrar datos durante algunas semanas, por ello, no registró la totalidad de los eventos ocurridos. La captura de agua fue calculada de modo idéntico a las transectas, basándose en los datos de HV del día posterior y el anterior al evento de precipitación.



Figura 4.1. Ejemplos de parches sobre los cuales se determinó la captura de agua para distintos eventos de precipitación junto con los sensores utilizados. A. Sección de una transecta de 36 metros de longitud donde se observan 4 parches de muestreo. B. Parche muy vegetado. C. Parche sin vegetación. D. Sensor de humedad volumétrica del suelo Theta-probe (Delta-T Devices) de lectura instantánea, utilizado para determinar la captura de agua sobre las transectas. E. Registrador de datos CR10X (Campbell Scientific Instruments) conectado a sensores de humedad volumétrica de instalación fija. F. Sensor de humedad volumétrica del suelo HS-10 (Decagon Devices) de instalación fija, utilizado para determinar la captura de agua en los parches con y sin vegetación (fotos B y C, respectivamente). F. Sensor de humedad volumétrica del suelo EC-5 (Decagon Devices) de instalación fija, utilizado para determinar la captura de agua en los parches con y sin vegetación (fotos B y C, respectivamente).

4.2.3 Determinación de posibles controles de la captura de agua

En cada uno de los 54 parches donde se determinó la captura de agua a lo largo de las transectas, se midieron 14 variables correspondientes a la vegetación y al suelo (Apéndice 4.1, Figura 4.III, Tabla II). Se determinó el *índice de área foliar a 25 y a 150* cm de altura, y la radiación incidente en las mismas posiciones (25 y 150 cm). Para ello, se utilizó una cámara fotográfica digital Nikon Coolpix 5400 con una lente adaptada tipo "ojo de pez" (FC-E9) (Rich 1989, Breshears and Ludwig 2010). Los datos se obtuvieron a partir del análisis de las fotografías (denominadas "hemisféricas") con el uso del programa Hemiview 2.1 (Rich et al. 1999). La distancia a árbol fue medida desde cada parche hasta el árbol con un diámetro a la altura del pecho mayor a 10 cm más cercano. La fracción de la precipitación que atravesó el canopeo (throughfall) fue cuantificada para 11 eventos de precipitación (2012-2013) mediante la instalación de pluviómetros manuales (cilindros de plástico de 11 cm de diámetro y 18 de alto) (Llorens and Domingo 2007), y calculada como el cociente entre la lámina colectada por el pluviómetro de cada parche y la lámina precipitada. La intercepción directa del canopeo surge de la diferencia entre la lámina precipitada y la lámina correspondiente al throughfall. El *porcentaje de broza* del suelo fue determinado a partir de interpretación visual de fotografías tomadas en el campo de un metro cuadrado de superficie (0.85 m x 1,2 m), centradas en cada parche. Se clasificaron los parches en cuatro clases según su cobertura con broza: 0-25%, 25-50%, 50-75% y 75-100%. El espesor de la broza fue determinado con mediciones de altura de la broza desde su superficie hasta el suelo mineral. Se utilizó el promedio de 8 puntos distribuidos aleatoriamente dentro del parche. La repelencia al agua fue determinada con el test de "tiempo de penetración de gota" (Lewis et al. 2006). Se utilizó el promedio de 4 puntos aleatoriamente distribuidos dentro del parche. Se confeccionó un mapa *microtopográfico* de 36 m x 2 m (pixel= 0.5m), centrado en cada transecta, utilizando el Ziplevel Pro-2000. Se determinó la altura relativa de cada parche respecto de sus 8 vecinos. Cada parche fue clasificado en una de las 8 categorías posibles, desde "0" (micro-bajo, más bajo que todos sus vecinos) hasta "8" (micro-loma, más alto que todos sus vecinos). Por ejemplo "3", se corresponde con un parche que se encuentra más alto que 3 de sus parches vecinos pero más bajo que 5. La resistencia a la penetración se determinó utilizando un penetrómetro analógico de bolsillo (Eijkelkamp). Se utilizó el promedio de 5 puntos aleatoriamente distribuidos dentro del parche. La conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) se determinó con el método del doble anillo (Wilson and Luxmoore 1988, Lai and Ren 2007). La capacidad de campo a 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad se determinó a partir de la HV 24 horas después de ocurrido un evento de precipitación cuyo frente de mojado se encontró por debajo de los 20 cm en todos los parches. Se utilizó un sensor tipo TDR (time-domain reflectometry; modelo Theta-probe, Delta-T Devices).

Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre parcelas, ni en la captura de agua ni en las 14 variables biofísicas anteriormente descriptas, se procedió a analizar los datos en conjunto, considerando que n =18 parches x 3 parcelas = 54. Se utilizaron análisis de varianza para detectar diferencias significativas entre la captura de agua de los distintos eventos de precipitación. Se utilizaron regresiones lineales simples para determinar el grado de asociación entre la captura de agua y la redistribución superficial del agua del suelo respecto del tamaño y la intensidad de los eventos de precipitación. Asimismo, se utilizaron regresiones lineales simples para determinar el grado

4.II), y entre cada una de las variables biofísicas y la captura de agua (Apéndice 4.1, Tabla 4.III).

4.3 Resultados

Los cuatro eventos de precipitación, de similar tamaño (Figura 4.2A) pero de distinta intensidad (Figura 4.2B) muestreados a lo largo de las transectas, generaron distintos patrones de distribución del agua del suelo (Figura 4.2C). La redistribución superficial del agua (CV de la captura de agua) aumentó significativamente con la mayor intensidad de la precipitación (p<0,05), mientras que la captura de agua promedio resultó constante (p=0.36) (Figura 4.2C). Cabe destacar que la pequeña variación en el tamaño de los eventos no presentó ninguna asociación ni con la redistribución superficial, ni con la captura de agua promedio (p=0,78, p=0,65, respectivamente). La captura de agua promedio representó el 92,5-97,5% en todos los eventos de precipitación, lo que muestra que sólo una fracción menor (2,5-7,5%) de los eventos se perdió por intercepción directa del canopeo y por escurrimiento superficial. La intercepción directa del canopeo promedio fue de $1,51 \pm 0,50$ mm/evento (media y desvío estándar; capítulo 3 de esta tesis), por lo que el escurrimiento superficial representó el ~0,1-3% de cada evento de precipitación, incluso en el evento más intenso (evento "d", percentil 95 de la distribución de intensidades del sitio de estudio; ver Figura 3.4 de esta tesis).



Figura 4.2. Tamaño (A), intensidad (B) y captura de agua (C) de los 4 eventos de precipitación muestreados en las transectas. Los eventos se encuentran ordenados de menor a mayor intensidad (a, b, c, d). C. Las cajas representan los cuartiles 1, 2 y 3, las líneas el máximo y el mínimo, y los asteriscos la media de los 54 parches. La línea rayada representa una captura de agua del 100%. No se detectaron diferencias significativas en la captura de agua entre eventos de precipitación (p=0,36; n=4).

A escala de parche, la captura de agua fue explicada por un grupo de variables correspondientes a la vegetación y al suelo (Figura 4.3; Apéndice 4.1, Tabla 4.III). Las variables que presentaron mayor correlación fueron el índice de área foliar a 150 cm de altura, la radiación incidente a 150 cm de altura y el espesor de la broza (Figura 4.3; p<0,01), pero el signo de las correlaciones fue distinto en función de la intensidad de la precipitación. Los parches menos vegetados presentaron mayor captura de agua durante el evento de precipitación menos intenso (dominancia del efecto de la intercepción del canopeo), mientras que los parches más vegetados presentaron mayor captura de agua en el evento más intenso (dominancia del efecto de escurrimiento superficial) (Apéndice 4.1, Figura 4.IV; p<0,01). La captura de agua de los eventos de precipitación de intensidad intermedia fue explicada por la microtopografía (Figura 4.2; mayor captura en parches bajos; p<0,01).



Figura 4.3. Coeficientes de correlación obtenidos de las regresiones lineales simples entre la captura de agua y un sub-grupo de 6 variables de la vegetación y el suelo, para los 4 eventos de precipitación muestreados en las transectas. Cada grupo de 4 barras se corresponden con una variable de la vegetación o del suelo. Cada barra individual se corresponde con un evento de precipitación. Los eventos se encuentran ordenados de menor a mayor intensidad (a, b, c, d). *Diferencias significativas (p<0,1). **Ídem anterior (p<0,01). El resto de las correlaciones se encuentran en el Apéndice 4.1, Tabla 4.III.

En línea con los patrones de captura de agua encontrados en las transectas (Figura 4.2), las mediciones de HV de los parches con vegetación contrastante mostraron patrones de captura de agua opuestos en función de la intensidad de los eventos de precipitación (Figura 4.4). Cuanto mayor fue la intensidad, mayor fue la captura de agua del parche vegetado (Figura 4.4A; pendiente= 1,81; p<0.0001; n=15), y menor la captura de agua del parche sin vegetación (Figura 4.4A; pendiente = -2,87; p < 0,0001; n = 11). La repuesta a la intensidad de las precipitaciones, evaluada a través del valor absoluto de la pendiente de la regresión, resultó ~ 1.5 veces mayor en el parche sin vegetación. Cabe destacar que no se encontró asociación entre la captura de agua de ambos parches y el tamaño de los eventos (p=0,93 y p=0,95, para el parche vegetado y el parche sin vegetación, respectivamente). La diferencia entre la captura de agua del parche vegetado y del parche sin vegetación mostró una fuerte asociación lineal positiva, con un umbral en \sim 4 mm/h (Figura 4.4B; p<0,0001; n=9). Por debajo de dicho umbral, la captura de agua fue mayor en el parche sin vegetación, mientras que por encima, la captura de agua del parche vegetado creció linealmente, duplicando a la captura de agua del parche sin vegetación a partir de eventos de precipitación de ~20 mm/h.



Figura 4.4.A. Captura de agua de los parches con vegetación contrastante (vegetado, sin vegetación) en función de la intensidad de los eventos de precipitación. B. Diferencia entre la captura de agua del parche vegetado y el parche sin vegetación en función de la intensidad de los eventos de precipitación. Las flechas indican los 4 eventos muestreados en las transectas. A y B. Los datos corresponden a los sensores de HV instalados durante el período 2011-2014. Solo se consideraron eventos >20 mm.

4.4 Discusión

En este capítulo se encontró que, para eventos de precipitación grandes (>20 mm), el factor determinante de los procesos de redistribución del canopeo y de la superficie del suelo a escala de parche fue la intensidad de la precipitación. La heterogeneidad de la redistribución del agua en el suelo aumentó con la mayor intensidad de las precipitaciones, pero siguiendo patrones opuestos. Los parches menos vegetados capturaron más agua en eventos de precipitación poco intensos, mientras que los parches más vegetados capturaron más agua en eventos más intensos. Asimismo, no se encontró ninguna asociación significativa entre el tamaño de los eventos y la redistribución superficial del agua.

La relación positiva entre el tamaño de los eventos de precipitación y la redistribución superficial del agua, fue ampliamente explorada en forma teórica y práctica (Noy-Meier 1973, Reid et al. 1999, Bhark and Small 2003, Loik et al. 2004). Los resultados alcanzados por este capítulo se apoyaron sobre esta teoría para destacar que, frente a eventos de precipitación de similar tamaño, es la intensidad de los mismos la que determina la redistribución del agua. Dado que ambas variables (tamaño e intensidad)

están correlacionadas, por ejemplo en el sitio de estudio de este capítulo se encontró una asociación lineal positiva entre ambas (Apéndice 4.1, Figura 4.V; $R^2 = 0.45$; p< 0.0001; n=80 eventos), sus efectos sobre la redistribución del agua del suelo se confunden. Otros estudios mostraron que, independientemente del tamaño, eventos de precipitación de tipo frontales (poco intensos) generan menos escurrimiento superficial que eventos de tipo convectivos (muy intensos) (Reid et al. 1999, Wilcox et al. 2003a, Nicholson 2011). Asimismo, eventos grandes, de varios días de duración y poco intensos, que no generan escurrimiento superficial, presentan menor captura de agua en parches con mucha vegetación, debido a las grandes pérdidas por intercepción directa (Reynolds et al. 1999, Whitford 2002). La importancia de la intensidad de los eventos de precipitación manifiesta la necesidad de disponer de datos de precipitación horarios, o mejor aún, subhorarios para abordar procesos ecohidrológicos en sistemas limitados por agua.

4.5 Conclusiones

La intensidad de los eventos de precipitación explicó la redistribución del agua del suelo; eventos de precipitación intensos favorecieron la captura de agua de parches más vegetados, mientras que eventos de precipitación poco intensos favorecieron la captura de agua de parches menos vegetados. Los resultados obtenidos en este capítulo sugieren que es necesario considerar la intensidad de los eventos de precipitación, y no simplemente su tamaño, para entender la naturaleza de las interrelaciones entre procesos hidrológicos y ecológicos en ecosistemas limitados por agua.

Apéndice 4.1

Estrato herbáceo (<0,5 m)	%	Estrato arbustivo (0,5-2 m)	%
Stipa sp.	34.5	Larrea divaricata	46.8
Aristida mendocina	32.0	Senna aphylla	14.3
Pappophorum caespitosum	8.1	Moya spinosa	10.9
Cordobia argentea	6.9	Celtis ehrembergiana	10.8
Gouinia paraguayensis	3.9	Condalia microphylla	6.1
Abutilon terminale	2.8	Capparis atamisquea	4.8
Aristida adsencionis	2.6	Prosopis flexuosa	2.3
Celtis ehrembergiana	1.5	Ximenia americana	1.4
Trichloris crinita	1.4	Lycium teneuspinossum	1.3
Setaria leucopila	1.3	Schinus johnstonii	0.9
Prosopis flexuosa	1.2	Aloysia gratissima	0.5
Lycium teneuspinossum	1.0		
Aloysia gratissima	0.8		
Condalia microphylla	0.6	Estrato arbóreo (>2 m)	%
Musgo	0.5	Prosopis flexuosa	63.9
Moya spinosa	0.4	Aspidosperma quebracho-blanco	32.7
Schinus johnstonii	0.3	Cercidium praecox	3.4

Tabla 4.I. Frecuencia relativa de las especies presentes en las transectas, separadas en tres estratos según su altura (herbáceo, arbustivo y arbóreo). Resultados obtenidos con líneas de Canfield (una para cada estrato) de 36 metros de largo (n=3). *Geoffroea decorticans* y *Bulnesia retama* se encontraron presentes en el sitio de estudio pero no fueron interceptadas por las líneas de Canfield.



Tabla 4.II.Matriz de correlación de las 14 variables correspondientes a la vegetación y al suelo. Sólo se muestran los valores significativos (p<0,1); los valores en negrita son significativos con p<0,01.



Tabla 4.III. Coeficientes de correlación obtenidos de las regresiones entre la captura de agua y 14 variables de la vegetación y del suelo, para 4 eventos de precipitación. Sólo se muestran los valores significativos (p<0,1); los valores en negrita son significativos con p<0,01.



Figura 4.I. Abundancia relativa de las 8 categorías de vegetación posible, resultante de la combinación de los tres estratos y la ausencia de vegetación.


Figura 4.II. A. Precipitación diaria para el período comprendido entre julio de 2011 y enero de 2013. Cada barra representa la magnitud de la precipitación registrada en un día (mm). B. Contenido hídrico del suelo de 0 a 10 cm de profundidad para un parche sin vegetación (línea azul) y un parche vegetado (línea roja) para el mismo período de tiempo. Los detalles del tipo de vegetación y del suelo de los parches, y de los sensores utilizados, se encuentran en la sección 4.2.2.



Figura 4.III. Distribución de los datos de los parches correspondiente a 14 variables de vegetación y suelo, ordenados en forma creciente. *Distribución normal (p<0,05). Los tres valores situados en la esquina de abajo a la derecha de cada gráfico indican la media, mediana y el coeficiente de variación, respectivamente.



Figura 4.IV. Valores de captura de agua de los 54 parches, ordenados a lo largo de un gradiente creciente de vegetación, para el evento de menor y de mayor intensidad muestreados en las transectas (Figura 4.1; eventos "a" y "d", respectivamente). Los marcadores circulares se corresponden con los datos de captura de agua en función del índice de área foliar a 150 cm del suelo; sus valores pueden encontrarse en la Figura 4.III. Las fotografías superiores tienen como único propósito ilustrar el gradiente creciente de vegetación. Las 5 fotografías superiores muestran la broza del suelo, mientras que las 5 fotografías inferiores muestran la cobertura aérea o canopeo (fotografías hemisféricas).



Figura 4.V. Intensidad promedio ponderada (A) e intensidad máxima (B), en función del tamaño de los eventos de precipitación (n=80). Las líneas llenas, rayadas y punteadas representan las funciones lineales correspondientes a todos los eventos, sólo los eventos de verano (octubre-abril) y sólo los eventos de invierno (abril-octubre), respectivamente. La precipitación fue registrada en intervalos de 20 minutos (TR-525, Campbell Scientific).

Capítulo 5

Cosecha de agua de lluvia en represas chaqueñas: distribución regional y balance de agua local

Magliano, PN, Murray, F, Baldi, G, Aurand, S, Páez, RA, Harder, W, Jobbágy, EG. Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments* 123, 93-102.

5.1 Introducción

En planicies áridas y semiáridas la combinación de una baja precipitación media anual, drenaje profundo despreciable y una gran cantidad de sales acumuladas en la zona vadosa, genera que las napas freáticas se encuentren lejos de la superficie y contengan un alto contenido de sales en solución (Scanlon et al. 2005, Contreras et al. 2013, Marchesini et al. 2013). El escurrimiento superficial, si bien representa un flujo menor del balance de agua regional, a escala de parche ($<1 \text{ m}^2$) o parcela (1-10 ha) puede ser un importante flujo de redistribución superficial de agua (Breshears and Barnes 1999, Wilcox et al. 2003a, Ludwig et al. 2005), representando, en muchas ocasiones, la única fuente de agua líquida (Evenari et al. 1971, Lavee et al. 1997, Hoff et al. 2010). Cosechar y almacenar esa pequeña fracción de agua líquida que ofrece el escurrimiento superficial ha sido la clave para el asentamiento y el desarrollo de muchas comunidades humanas en regiones áridas y semiáridas del planeta (Pandey et al. 2003, Oweis and Hachum 2009b, UNEP 2009, Denison and Wotshela 2012).

La cosecha y utilización del agua de lluvia consta de tres pasos: (i) captar el agua de lluvia y transportarla, (ii) almacenarla, y (iii) distribuirla y utilizarla (FAO 1991, Ngigi 2003, Oweis and Hachum 2009b). Para ello, es necesario contar con un área que genere escurrimiento superficial y lo transporte (área de captación y transporte) y un área que almacene el agua (represa o tajamar) (Boers and Ben-Asher 1982, Zhang et al. 2013). Las áreas de captación y transporte y las represas pueden ser parte del paisaje natural, o modificaciones antrópicas del mismo (Scanlon and Goldsmith 1997, Li et al. 2004). En planicies sedimentarias áridas y semiáridas, las áreas de captación y transporte suelen ser generadas de modo no intencional por el hombre, por ejemplo mediante la construcción de caminos. De un modo similar, las represas pueden ser depresiones naturales del paisaje, o bien excavaciones hechas por el hombre.

Algunas de las principales complicaciones que enfrenta la cosecha de agua de lluvia en planicies sedimentarias áridas y semiáridas son: (i) el escaso escurrimiento superficial y su alta variabilidad espacial y temporal, (ii) las altas tasas de infiltración, que reducen el escurrimiento superficial, y (iii) la muy alta demanda atmosférica, que disminuye la eficiencia de almacenaje (Noy-Meier 1973, Nicholson 2011). A lo largo de la historia, los productores ganaderos han ido encontrando distintas soluciones a estos problemas. Para aumentar la tasa de escurrimiento superficial de las áreas de captación, se elimina la cobertura vegetal y, mediante el uso de maquinaria agrícola, se compacta y canaliza el suelo. Para reducir la infiltración y la evaporación de las represas, se compacta el fondo y se establecen cortinas de árboles (que reducen la velocidad del viento y generan sombra) (Abu-Awwad and Shatanawi 1997, Abu-Zreig et al. 2000, Li and Gong 2002). Otras alternativas más extremas para evitar la evaporación han sido, por ejemplo, el uso de cisternas subterráneas, o la inducción de la recarga freática en las situaciones en las que la napa se encontraba cerca de la superficie (Duarte et al. 2003, Tymkiw 2010). En este último caso, el agua de lluvia es almacenada en el perfil del suelo, generando una "lente" de agua dulce que se apoya sobre la napa freática más salina (Junker 1996, Von Hoyer et al. 2000). Esta serie de progresos técnicos aumentaron la eficiencia en la cosecha y el almacenamiento de agua de lluvia, mejorando la calidad de vida y la producción de muchas regiones áridas de África, Asia y Australia (Mbilinyi et al. 2005, Zhang et al. 2009b, Eroksuz and Rahman 2010, Malik et al. 2014).

La provincia fitogeográfica de Chaco Seco, con cerca de un millón de kilómetros cuadrados de bosques, representa una de las llanuras sedimentarias semiáridas más extensas y planas del planeta, con pendientes, en muchas ocasiones, menores al 0,1% (Adámoli et al. 1990, Jobbágy et al. 2008). En esta región el escurrimiento superficial representa una fracción menor del balance de agua (Jobbágy et al. 2008); sin embargo, muchos trabajos han descripto eventos de escurrimiento asociados a lluvias excepcionalmente grandes/intensas (Aguilera 2003, Kunst et al. 2003, Sanzano et al. 2008, Harder 2013). En contraposición con las napas cercanas a la superficie que caracterizan a la llanura pampeana (dominada por un clima más húmedo y pastizales como vegetación nativa), el Chaco Seco tiene napas freáticas profundas y salinas en gran parte de su territorio (Pasig 2005, Jobbágy et al. 2008, Weins 2013). Por esta razón, los productores adoptaron la cosecha de agua de lluvia como alternativa para desarrollar la producción ganadera (Harder 2013, Karlin et al. 2013). La gran diversidad regional de usuarios de la tierra y sistemas de producción (Baldi et al. 2015) estuvo acompañada del desarrollo de sistemas de cosecha de agua típicos y muy diversos (Duarte et al. 2003, Basán Nickisch 2010, Harder 2013). Si bien el Chaco Seco tiene una corta historia en la cosecha de agua de lluvia, comparado por ejemplo con China, India o Israel, presenta una diversidad muy grande en lo que respecta a infraestructura y utilización de tecnología.

En este capítulo se caracterizaron atributos estructurales y funcionales de los sistemas de captación, transporte y almacenamiento de agua; y se determinó su papel sobre el balance de agua a escala regional (~20000 km²) y sobre la partición de flujos de agua a escala de lote (~100 ha). Se trabajó en dos áreas pertenecientes al Chaco Seco con similar balance hidrológico y uso de la tierra ganadero, pero con diferente grado de tecnificación de la producción (norte de la provincia de San Luis, Argentina; y oeste de Paraguay). En cada área, por un lado, se cuantificó la densidad de sistemas de cosecha de agua, distribución espacial y asociación con variables socio-ambientales; por el otro, se monitoreó la dinámica diaria del stock de agua de una represa típica del norte de San Luis con el fin de mejorar la cosecha de agua y su almacenamiento.

5.2 Materiales y métodos

El Chaco Seco ocupa el territorio comprendido por el centro-norte de Argentina, el oeste de Paraguay y el sudeste de Bolivia (Morello and Toledo 1959, Morello and Adámoli 1974). La vegetación nativa consta de bosques xerofíticos y sabanas, los cuales fueron modificados por una corta historia de disturbios humanos que incluyeron la extracción de madera, el uso del fuego y el pastoreo (Gasparri and Baldi 2013, Rueda et al. 2013). Los suelos son derivados de la acumulación masiva de loess y sedimentos aluviales desde la Cordillera de los Andes, durante el Cuaternario (Pennington et al. 2000, Tripaldi et al. 2013). El clima es subtropical, con una estación lluviosa concentrada en los meses de primavera-verano (septiembre-marzo). La precipitación anual cubre un rango que va desde los 400 hasta los 1100 mm/año, con una relación precipitación/evapotranspiración potencial de 0,3 a 0,7 (Maldonado et al. 2006).

Este capítulo se centra en dos áreas del Chaco Seco: norte de la provincia de San Luis (Argentina) y oeste de Paraguay (Figura 5.1). Éstas áreas son similares respecto de su clima y uso ganadero de la tierra pero con grandes diferencias en la densidad poblacional y la intensidad de la producción (Gasparri and Grau 2009, Giménez et al.

2015). Para el norte de San Luis se estudió el área comprendida entre las latitudes -32° y -36°, y las longitudes -67° y -65°; mientras que para el oeste de Paraguay se estudiaron las colonias Menonitas de Neuland, Filadelfia y Loma Plata, comprendidas entre las latitudes -19° y -25°, y las longitudes -62° y -58° (Figura 5.1). En el norte de San Luis se practica una ganadería extensiva de cría de baja inversión, utilizando el bosque nativo como principal recurso forrajero (carga animal = 0,15 equivalente vaca/ hectárea) (Aguilera 2003). En algunos sitios de este área, los sistemas de cosecha de agua típicos comenzaron a ser remplazados por sistemas centralizados que transportan agua por acueductos subterráneos desde las sierras hasta los campos. En el oeste de Paraguay, en cambio, se practica una producción ganadera semi-intensiva de ciclo completo, llevada a cabo por las colonias Menonitas, desde mediados del siglo XX. La producción consta de rotaciones intensivas de pastoreo a campo, cuvo principal recurso forrajero son pasturas implantadas de Panicum maximum (gatton panic), que en muchas ocasiones son asociadas con algunos arbustos leguminosos nativos del género Leucaena (carga animal = 0.75 equivalente vaca/ hectárea) (Glatzle and Cabrera 1996). La producción culmina con la industrialización in-situ del ganado, siendo la leche y la carne los principales productos (Glatzle and Stosiek 2001). Esta mayor intensidad productiva desarrollada en el oeste de Paraguay es acompañada por una mayor densidad poblacional, conectividad y accesibilidad a las ciudades y los mercados (Harder 2013, Baldi et al. 2014).



Figura 5.1. Chaco Seco, región de estudio de este capítulo. Las líneas blancas representan isolíneas correspondientes al cociente entre la precipitación y la evapotranspiración potencial. Los círculos negros representan las celdas (radio= 10 km) donde se realizaron los análisis de este capítulo, en dos áreas: norte de la provincia de San Luis (Argentina) y oeste de Paraguay.

A escala regional, se caracterizaron los diferentes tipos de sistemas de cosecha de agua, se cuantificó su densidad y distribución espacial, y se determinó su asociación con atributos socio-ambientales. Se realizó un muestreo de sistemas de cosecha de agua en celdas circulares discontinuas de 10 km de radio (~31500 hectáreas; n=14 y 15, para el norte de San Luis y el oeste de Paraguay, respectivamente) (Figura 5.1). Las celdas estuvieron separadas entre sí por 10 km. Se excluyeron del muestreo aquellas zonas no pertenecientes a llanuras (cordones serranos) y zonas con una cobertura del suelo excepcional (salinas). Dentro de cada celda, se mapeó la ubicación de cada punto donde se encontró un sistema de cosecha de agua (n=4958, sumatoria de todas las celdas de ambas áreas), basado en interpretación visual de imágenes con resolución espacial muy alta (<1 m, Quickbird y WorldView) y alta (2,5-10 m, Spot), tomadas de Google Earth (Ploton et al. 2012, Baldi et al. 2013). Los sistemas de cosecha de agua, a excepción de unos pocos casos, fueron fácilmente identificables. En la Figura 5.2 se muestran algunos ejemplos de ellos. La interpretación visual fue complementada con viajes de reconocimiento de campo durante el período 2011-2012. Finalmente se realizó una caracterización de los sistemas de cosecha de agua sobre un 2% del total mapeado.

5.2.1 Caracterización de sistemas de cosecha de agua

Se determinaron tres tipos distintos de represas (en función de sus formas geométricas) y cinco tipos de áreas de captación y transporte (Figura 5.2).

Las represas fueron denominadas "herraduras", "rectangulares" o "compuestas". Las herraduras consisten en terraplenes, con forma de herradura, de 2-4 metros por encima de la superficie del suelo. La sección abierta del terraplén se encuentra orientada hacia área topográficamente más alta del terreno, por donde ingresa el agua de escurrimiento superficial (Figura 5.2A). Las rectangulares consisten en excavaciones de 1-2 metros de profundidad con bordes rectos bien definidos (Figura 5.2B). Las compuestas constan de dos represas, una rectangular y un tanque circular de 2-10 metros por encima de la superficie del suelo (Figura 5.2C). En este último caso, la cosecha de agua se realiza en dos etapas, primero, el agua de escurrimiento superficial es colectada por la represa rectangular, y segundo, el agua es bombeada al tanque circular, donde se almacena por extensos períodos. Se calculó la media y el coeficiente de variación (CV) de la capacidad de almacenamiento de cada represa (volumen), como el producto entre su superficie y su altura. Para ello, se consideraron a las herraduras y las represas rectangulares como prismas (rectangulares o cuadrados, según el caso) y a los tanques circulares como conos truncados. El volumen de las represas compuestas se correspondió con la suma del volumen de su parte rectangular y el tanque circular. Los datos para el cálculo de las superficies (largo y ancho, en el caso de las herraduras y las rectangulares; diámetro, en el caso de los tanques circulares) fueron obtenidos a partir de imágenes satelitales. Para la altura, se utilizó un valor fijo de 0,8 m para las herraduras, 1 m para las rectangulares, y para los tanques circulares se utilizó el 15% de su diámetro. Estos valores estuvieron basados en mediciones de campo (n=12, 6 v 9), para herraduras, rectangulares y compuestas, respectivamente) y la revisión de literatura técnica y otras fuentes de información. Cabe destacar que dichos valores son promedios aproximados, dado que todos los años ingresa sedimento a las represas, que es removido cada 5-10 años por los productores, por lo que su volumen cambia constantemente.

Las áreas de captación y transporte fueron denominadas "paleocauces", "senderos de vaca", "camino de vehículos", "áreas dedicadas" e "indefinido". Es importante destacar

que, dada la escasa pendiente de la región, fue imposible determinar la cuenca que alimenta cada represa, ni aún utilizando modelos de elevación digital de alta resolución (<1 m de resolución altimétrica). Los paleocauces representan cauces de antiguos ríos que en la actualidad no conducen agua en forma permanente, a excepción de algunos eventos de precipitación grandes e intensos, luego de los cuales conducen agua sólo durante algunos kilómetros y días (Figura 5.2D). Los senderos de vaca incluyen redes de delgados caminos generados por el tránsito animal, micro-topográficamente deprimidos y con una baja tasa de infiltración. Los mismos pueden recorrer grandes distancias (varios km) desde las zonas de pastoreo hacia las represas (George et al. 2004, Karlin et al. 2013). En la zona de entrada de agua a la represa, que coincide con la convergencia de los senderos de vaca, se genera una superficie de aproximadamente media hectárea, sobrepastoreada y con características biofísicas similares a las de los senderos, denominada piósfera (Macchi and Grau 2012) (Figura 5.2E). Los caminos de vehículo son de tierra y se utilizan para transporte dentro de campos o entre campos. Al igual que los senderos de vaca, se caracterizan por ser micro-topográficamente deprimidos y con una baja tasa de infiltración (Figura 5.2F). Las áreas dedicadas son superficies del paisaje a las cuales se les reduce la tasa de infiltración y se las canaliza hacia la represa. Para ello, se suprime la vegetación, se compacta el suelo, y se realizan canales que convergen en la represa (Figura 5.2G). La clasificación "indefinido" se utilizó en aquellos casos en los que el área de captación y transporte no presentó ninguna característica que le permitiera ser incluida en alguna de las otras cuatro clases.



Figura 5.2. Sistemas más frecuentes de cosecha de agua de lluvia obtenidos de imágenes de alta resolución espacial (<1 m, Quickbird y World View; 10 m, Spot) disponibles en Google Earth (A, B, C, D, E, F, G), y fotografías tomadas en el campo (H, I). Barras horizontales: 50 m. A, B y C son represas de tipo herradura (A), rectangular (B) y compuesta (C). D, E, F y G son áreas de captación y transporte de tipo paleocauces (D), senderos de vaca (E), caminos de vehículo (F) y áreas dedicadas (G; flechas: dirección del escurrimiento). H es una típica represa herradura, característica de los sistemas poco tecnificados del norte de San Luis. I es una represa compuesta (rectangular y tanque circular) asociada a caminos de vehículo, sistema altamente tecnificado típico del oeste de Paraguay.

5.2.2 Patrones espaciales de los sistemas de cosecha de agua

Dentro de cada celda, se evaluaron dos características de los patrones espaciales de los sistemas de cosecha de agua: (i) su densidad (número de sistemas por celda de muestreo de 10 km de radio) y (ii) su distribución espacial mediante el método L de Ripley (Wiegand and Moloney 2004, Ripley 2005) a lo largo de un radio creciente de distancia. Este último análisis, comúnmente utilizado en geoestadística, describe específicamente si datos de implantación puntual tienen una distribución de tipo aleatoria, agregada o dispersa (Figura 5.3) en función de un radio de observación, desde 1 m hasta 10 km (Figura 5.4). Para arribar a uno de estos tres resultados posibles, los patrones de distribución especial obtenidos para cada rango de distancia son comparados con la distribución esperada según un modelo nulo completamente aleatorio (hipótesis nula); generado a partir de intervalos de confianza (IC) utilizando simulaciones de Monte Carlo (99 aleatorizaciones) (Wiegand and Moloney 2004, Ripley 2005). Los valores de L Ripley obtenidos por encima del IC indican una distribución agregada, aquellos dentro del IC indican una distribución aleatoria, y por debajo del IC una distribución dispersa.



Figura 5.3. Ejemplos de la distribución espacial de sistemas de cosecha de agua. A, B y C, corresponden a una distribución aleatoria, agregada y dispersa, respectivamente. D es un ejemplo de distribución dispersa a lo largo de un camino de vehículo. Las imágenes fueron obtenidas de Google Earth. Barras horizontales: 250 m.

Para cada celda circular, se calcularon dos variables socio-ambientales: (i) la fracción del paisaje ocupada con bosques nativos y con desmontes (en general, reemplazo de bosques por pasturas o, en menor medida, cultivos), y (ii) la distancia media a infraestructura antrópica (ciudades y rutas) (UMSEF 2008, Paraguay 2013). Las asociaciones fueron realizadas con regresiones lineales simples, y para la selección del mejor modelo de ajuste se utilizó el criterio de Akaike (Akaike 1974).

Se calculó la lámina de agua anual promedio cosechada por las represas en el norte de San Luis y en el oeste de Paraguay a partir de la siguiente ecuación:

$$LC = CAp \ge 2 / Sup \ge 1000$$

(Ec. 5.1)

donde LC es la lámina de agua anual promedio cosechada por las represas (mm), CAp es la capacidad de almacenaje promedio de las represas (m³), el número 2 es la cantidad de veces que se llenan las represas en un año (resultados de entrevistas realizadas a productores), y Sup es la superficie promedio que influye sobre la lámina que se colecta en la represa (cuenca; m²). Los valores de lámina se llevan de m a mm multiplicando por mil. Como no fue posible determinar la superficie comprendida por la cuenca de cada represa, se consideró el área de influencia de cada represa como el cociente entre 1 y la densidad promedio de las represas (Tabla 5.2). Luego se dividió la lámina de agua anual promedio cosechada en el norte de San Luis y en el oeste de Paraguay por la precipitación media anual de cada área. Los valores de precipitación media anual utilizados fueron de 400 y 800 mm/año para el norte de San Luis y en el oeste de Paraguay, respectivamente; determinados a partir de datos satelitales de TRMM (producto 3V42-V7 derived; http://trmm.gsfc.nasa.gov/) (Kummerow et al. 1998).

5.2.3 Dinámica del stock de agua de una represa

En una represa típica del norte de San Luis (Figura 5.2.A y 5.2.H; lat-lon: -33.2133; -66.4744) se realizaron mediciones del nivel de agua durante 18 meses (2011-2013), abarcando dos estaciones húmedas (septiembre-marzo) y una seca (marzo-agosto). Durante el período de estudio no hubo consumo animal ni doméstico del agua de la represa. Se utilizó un sensor de presión automático con registrador de datos incorporado (Onset Hobo, resolución ±1 mm de columna de agua), instalado en el fondo de la represa y programado para registrar un dato cada 30 minutos. La precipitación se registró con un pluviómetro manual ubicado a 1 km de la represa. Cabe destacar que solo se lograron registrar 17 eventos de precipitación (con el pluviómetro manual) de los 51 eventos ocurridos durante los 18 meses de mediciones en la represa según TRMM (producto 3V42-V7 derived) (Kummerow et al. 1998). La evaporación de tanque diaria fue calculada a partir de datos de radiación, temperatura, humedad relativa y velocidad de viento registrados por la estación meteorológica automática descripta en la sección 3.2.3 de esta tesis (ubicada a 15 km de la represa), mediante el método de Penman-Monteith (Allen et al. 1998).

Con los datos de nivel de agua de la represa y de evaporación de tanque se determinó el porcentaje de agua que perdió por infiltración a partir de la siguiente ecuación de balance de agua que considera que toda el agua que ingresa a la represa debe abandonarla de alguna forma o cambiar su cantidad almacenada:

 $\Sigma As = Et + Inf + \Delta S$

(Ec. 5.2)

donde Σ As corresponde a la sumatoria de todos los eventos de ascenso de nivel de agua de la represa durante el período de estudio (mm), Et corresponde a la evaporación de tanque durante el período de estudio (mm), Inf corresponde a la infiltración de agua de la represa (mm), Δ S corresponde al cambio de almacenamiento de agua de la represa (diferencia de nivel de agua entre primer y el último día del período de estudio; mm). Cabe destacar que no hubo consumo animal durante el período de estudio.

Luego se determinó el porcentaje de las pérdidas por infiltración, respecto de las pérdidas por evaporación, de la siguiente forma:

Inf(%) = Inf/(Inf + Et)

(Ec. 5.3)

donde Inf corresponde a la infiltración de agua de la represa (mm) y Et corresponde a la evaporación de tanque durante el período de estudio (mm).

Se realizó un mapa topográfico detallado de la represa. Para ello, se dividió la represa en una grilla de 5 m² (en total 135 puntos), y se midió el nivel de agua de cada punto, desde la superficie del agua hasta el fondo, cuando la represa se encontró llena (marzo 2013). Una vez generado el mapa topográfico, se transformaron los datos de nivel (registrados por el sensor) en datos de volumen. Se consideró un evento de cosecha de agua a todo ascenso del nivel >2 mm/día, y se estableció un relación entre la cosecha de agua y la magnitud de los eventos de precipitación. Asimismo, se correlacionaron las pérdidas diarias de agua de la represa con la evaporación de tanque diaria y el nivel de agua absoluto de la represa diario, con el objetivo de determinar cuál de los dos factores explica en mayor medida la dinámica diaria de las pérdidas de agua de las represas.

5.3 Resultados

5.3.1 Caracterización de sistemas de cosecha de agua

Tanto el norte de San Luis como el oeste de Paraguay presentaron un tipo de sistema de cosecha de agua predominante y característico (Tabla 5.1). En el norte de San Luis, el sistema predominante fueron las herraduras, asociadas a senderos de vaca y caminos de vehículo (Tabla 5.1). Sólo el 6% de los sistemas de esta región fueron rectangulares, y no se encontraron represas compuestas ni áreas de captación y transporte del tipo paleocauces o dedicadas. En el oeste de Paraguay, el sistema predominante fueron represas rectangulares, asociadas a caminos de vehículo. Esta área presentó una gran diversidad de sistemas de cosecha de agua como producto de la combinación de los tres tipos de represas y los cuatro tipos de áreas de captación y transporte. Las compuestas, a pesar de representar sólo el 24% del total, debido a su gran volumen, albergan más de la mitad del agua almacenada en el área. Las áreas de captación y transporte asociadas más frecuentes fueron los caminos de vehículo y, en menor medida, las áreas dedicadas. En este último caso, se encontró una relación lineal significativa entre la capacidad de almacenaje de la represa y la superficie del área de captación y transporte dedicada (R^2 = 0.67; p<0.0001; n=44), con una pendiente de 2000 m³ de capacidad de almacenaje por hectárea de área dedicada.

	Áreas de captación y transporte					Capacidad de almacenamiento								
			Paleocauces	Senderos de vaca	Caminos de vehículo	Áreas dedicadas	Indefinido		Largo (m) *	Ancho (m)*	Diámetro (m) *	Altura (m)**	Almacenaje (m ³)	CV de Alamacenaje (%)
Norte de San Luis		%		82	98	-								
	Herradura	94	-	84	98	-	-		75	41	-	0.8	2460	82
	Rectangular	6	-	33	100	-	-		63	33	-	1	2079	20
	Compuesta	-	-	-	-	-	-		-	<u>A</u>	-		-	-
Oeste de Paraguay		%	8	23	56	1	12							
	Herradura	1	100	-	-	-	2		80	15	-	0.8	960	-
	Rectangular	75	9	30	45	-	16		36	31	5	1	1116	91
	Compuesta	24	2	-	92	4	2		65	44	28	4	4091	123

Tabla 5.1. Tipos de represas, áreas de captación y transporte, y capacidad de almacenaje de las represas para las dos áreas estudiadas. Los valores de la primera columna indican el porcentaje que cada tipo de represa representa del total. Los valores correspondientes a las áreas de captación y transporte indican el porcentaje de ocurrencia de cada área para cada tipo de represa (puede haber más de un área de captación y transporte para una misma represa). Los valores correspondientes a la capacidad de almacenamiento indican las medidas de cada represa, su volumen de almacenaje medio y coeficiente de variación. *Valores obtenidos de datos satelitales. **Valores estimados a partir de relevamientos de campo.

5.3.2 Patrones espaciales de los sistemas de cosecha de agua

La densidad media de los sistemas de cosecha de agua resultó un orden de magnitud mayor en el oeste de Paraguay, donde la intensidad productiva es mayor, respecto del norte de San Luis, donde la producción es extensiva y de bajo recursos (Tabla 5.2). La mayor densidad encontrada en el oeste de Paraguay estuvo muy influenciada por unas pocas celdas, como refleja la gran diferencia entre la media y la mediana, mientras que el norte de San Luis resultó menos variable en este aspecto. La lámina de agua promedio cosechada por las represas en el norte de San Luis fue de 0,44 mm/año, mientras que en el oeste de Paraguay fue un orden de magnitud mayor, de 3,5 mm/año, representando, en ambos casos, menos del 1% de la precipitación anual.

	Densidad de sistemas de cosecha de agua (unidades/ km²)								
	media	mediana	CV (%)	% en bosque	% en desmontes				
Norte de San Luis	0.098±0.039 a	0.074	80	94 b	6 a				
Oeste de Paraguay	0.946±0.459 b	0.458	97	24 a	76 b				

Tabla 5.2. Densidad de sistemas de cosecha de agua (media, mediana y coeficiente de variación) y fracción de las mismas situadas en bosques secos o áreas desmontadas, para el norte de San Luis y el oeste de Paraguay. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las dos áreas (p<0,01).

La distribución espacial de los sistemas de cosecha de agua fue predominantemente aleatoria en el norte de San Luis y agregada en el oeste de Paraguay (Figura 5.4). En el primer caso, el tipo de distribución fue dependiente de la escala de observación, con distribuciones aleatoria y agregada en distancias cortas (< 4 km), y aleatoria y dispersa en distancias más grandes (> 4 km). En el oeste de Paraguay, sin embargo, la distribución estuvo fuertemente agregada en todas las escalas, lo cual es coherente con la existencia de núcleos de asentamiento y producción desarrollados en este área (Figura 5.5). La densidad de los sistemas de cosecha de agua mostró una asociación significativa con el área desmontada (Figura 5.5A; R²= 0,53; p<0,0001) y la distancia a ciudades (Figura 5.5B; R²= 0,56; p<0,0001). No se encontró una asociación significativa entre la densidad de sistemas de cosecha de agua y la densidad de rutas.



Figura 5.4. Distribución espacial de los sistemas de cosecha de agua para el norte de San Luis (A) y el oeste de Paraguay (B), expresada como fracción de las celdas que tuvieron una distribución de tipo agregada, dispersa y aleatoria en función del radio de observación desde el sistema de cosecha de agua (km).



Figura 5.5. Densidad de sistemas de cosecha de agua en función de la fracción de la superficie desmontada (A) y de la distancia a ciudades (B), para el norte de San Luis y el oeste de Paraguay. Cada punto representa una celda de 10 km de radio. Las ecuaciones y los coeficientes de las regresiones corresponden al oeste de Paraguay (asociaciones significativas; p<0,0001).

5.3.3 Dinámica del stock de agua de una represa

La cosecha de agua tuvo lugar en eventos discretos asociados, aunque no linealmente, a eventos de precipitación, mientras que las pérdidas de agua tuvieron lugar como un proceso diario continuo determinado por la infiltración y la evaporación (Figura 5.6).



Figura 5.6. Dinámica temporal de los eventos de precipitación (A), del nivel de agua de la represa (B) y de la evaporación de tanque (C), para un período de 18 meses (2011-2013).

La cosecha de agua se encontró exponencialmente asociada a la magnitud de los eventos de precipitación (Figura 5.7A; $R^2=0,86$; p<0,0001). Por un lado, se encontraron tres eventos de cosecha de agua que no se correspondieron con eventos de precipitación (Figura 5.7A; puntos sobre el eje "y"). La naturaleza espacial dispersa y extremadamente elongada de los senderos y caminos, junto con la gran variabilidad espacial de las precipitación desde zonas vecinas, transportada por los caminos, a pesar de no haber precipitado directamente sobre la represa. Los análisis con datos regionales de TRMM muestran que existieron eventos de precipitación en la zona, a pesar de no haber sido detectados por el pluviómetro situado en las cercanías de la represa. Esto lleva a pensar que la gran extensión de los caminos y senderos puede reducir el impacto de la variabilidad temporal y espacial de las precipitaciones sobre la

cosecha de agua de las represas, conectando zonas lejanas y aumentando la probabilidad de recibir agua. Por otro lado, también ocurrió la situación inversa, donde existieron tres eventos de precipitación que generaron eventos de cosecha de agua casi nulos, incluso para el caso de un evento de 27 mm (Figura 5.7A; puntos sobre el eje "x"). Esto sugiere que la condición de baja humedad de los senderos y los caminos, previa al evento de precipitación, sumado a bajas tasas de intensidad horaria de la precipitación, impidieron la generación de escurrimiento superficial. Finalmente, y en línea con los dos casos anteriores, existió una gran variación en la cosecha de agua para eventos de precipitación de similar magnitud. Por ejemplo, hubo dos eventos de ~60 mm que presentaron una cosecha de agua de 450 m³ y 800 m³. Estas cuestiones deben ser tenidas en cuenta a la hora de proyectar cosechas de agua de las represas a partir de datos de precipitación diarios.



Figura 5.7. A. Cosecha de agua de una represa (m^3 /evento) en función de la magnitud de la precipitación local (mm). B. Pérdidas de agua (m^3 /día) en función del nivel de agua de la represa (mm).

Del total de las pérdidas de agua de la represa (cosechado - Δ S), el 41% se perdió por evaporación y el 59% por infiltración. En lo que respecta a la dinámica diaria de la represa, las pérdidas de agua no fueron explicadas por la fluctuación en la demanda evaporativa diaria (p=0,64), mientras que sí estuvieron altamente correlacionadas con el nivel absoluto de agua (Figura 5.7B; R²= 0,85; p<0,0001). Cuando el nivel de la represa fue alto (~2 m), las pérdidas diarias de agua fueron de 40 m³, mientras que cuando el nivel fue <0,5 m las pérdidas fueron de <2 m³ diarios. Esta relación se mantuvo en períodos con alta y con baja demanda evaporativa, lo cual sugiere la mayor importancia de las pérdidas por infiltración explicando la dinámica diaria de la represa.

5.4 Discusión

Debido a la ausencia de cuerpos de agua superficiales o napas freáticas de buena calidad, la cosecha de agua de lluvia ha sido esencial en el desarrollo del Chaco Seco. Como muestra de ello, en la actualidad se encuentra infraestructura de cosecha y almacenamiento de agua diseminada por toda la región. La cosecha de agua de lluvia representó menos del 1% de la precipitación anual, jugando un papel menor en el balance de agua regional. Sin embargo, a escala de parcela la misma puede afectar

profundamente la partición de flujos de agua, por ejemplo generando recarga inducida como resultado de las pérdidas por infiltración de las represas. Debido a su versatilidad, a la independencia de grandes infraestructuras centralizadas públicas o privadas y al fácil acceso por parte de los productores, la cosecha de agua de lluvia sigue siendo la principal fuente de agua para la producción ganadera de la región. En los próximos años, y bajo un escenario de precios internacionales de la carne y de la leche crecientes, conocer la densidad y la potencialidad de los sistemas de cosecha de agua, será clave, para mejorar la eficiencia de la producción ganadera sin generar consecuencias ambientales indeseadas.

Los caminos de vehículo y senderos de vaca, caracterizados por tener una baja tasa de infiltración, ser cóncavos y generar una alta conectividad, representan el ~1% de la superficie del paisaje. Sin embargo, son de gran importancia dado que conducen gran parte del escurrimiento superficial que termina almacenado en las represas. La gran extensión de los caminos y senderos genera una cosecha de agua variable e impredecible dado que pueden transportar agua desde zonas remotas (5-10 km de distancia desde la represa). Esta situación es muy diferente a lo observado en el sur de Asia y el norte de África (o incluso en las celdas más densas de Paraguay), donde las áreas de captación y transporte específicamente diseñadas cosechan un porcentaje de la precipitación anual bastante poco variable entre años (FAO 1991, Oweis and Hachum 2009a, Malik et al. 2014). Sin embargo, es importante destacar que las redes de caminos v senderos tienen muchas ventajas que pueden avudar a mejorar la cosecha de agua. Por ejemplo, (i) su naturaleza elongada puede reducir el impacto de la variabilidad temporal y espacial de las precipitaciones sobre la cosecha de agua en años muy secos, transportando agua desde zonas remotas, (ii) no requieren de ningún tipo de mantención particular para este propósito (más que lo necesario para que sean transitables), (iii) pueden ser modificados por el hombre, en forma directa, en el caso de los caminos, o a través del manejo del ganado, en el caso de los senderos de vaca. Resulta importante tener en cuenta estos factores al momento de la construcción de nuevas represas, dado que pueden significar un ahorro de energía y un mejor aprovechamiento del paisaje.

El manejo del ganado orientado a maximizar la cosecha de agua a través de los senderos de vaca representa uno de los grandes desafíos de los sistemas poco tecnificados y de baja inversión del Chaco Seco. Por ejemplo, con una apropiada distribución de las represas en los lotes se puede mejorar la captación y el transporte de agua hacia las mismas. Uno de los principales determinantes del movimiento del ganado vacuno es la ubicación de las aguadas (Valentine 1947, Ganskopp 2001, Bailey 2005), el cual puede ser incluso más importante que la cantidad, calidad y distribución del forraje (Ganskopp and Bohnert 2009). En este aspecto, la distribución espacial de las represas, juntos con otras características biofísicas del entorno (vegetación, topografía, suelo) determinan la densidad y la distribución espacial de los senderos de vaca (Walker and Heitschmidt 1986, Ganskopp et al. 2000). Utilizando estas características, inherentes a atributos fisiológicos de los animales, es posible diseñar sistemas que maximicen la cosecha de agua y la producción en general. En la actualidad, esta posibilidad no está siendo considerada como práctica habitual de producción (resultados de entrevistas con profesionales y productores de la zona). Sin embargo, en algunos casos (desde hace ~5-10 años), productores comenzaron a ubicar las represas en los vértices de los lotes topográficamente más bajos (en lugar de hacerlo en el medio del lote, como es habitual), por lo que, se obliga a los animales a transitar exclusivamente desde zonas más altas del terreno para beber agua.

La cosecha de agua de lluvia en represas representó menos del 1% de la precipitación anual (ver sección 5.3.2 de este capítulo), sin embargo, a escala de parcela puede afectar profundamente la partición de flujos de agua, por ejemplo generando recarga inducida. La magnitud regional de este fenómeno local depende de la densidad de represas. En otras planicies sedimentarias semiáridas del planeta, como es el caso de India, con 13 veces más población que Argentina y una larga tradición de cosecha de agua de lluvia, la recarga inducida generada por las represas ha generado ascenso de napas y salinización superficial (Kumar et al. 2006, Raju et al. 2006, Dinesh Kumar et al. 2008, Baldi and Jobbágy 2012, Glendenning et al. 2012). Es importante destacar que ambos procesos van de la mano en planicies áridas y semiáridas debido a la gran cantidad de sales almacenadas en la zona vadosa (Scanlon et al. 2005, Jobbágy et al. 2008). En el Chaco Seco, debido a la baja densidad de represas (Tabla 5.2), esto no representa aún un problema. Sin embargo, en las celdas más densas del oeste de Paraguay, donde la captura de agua es 10 veces superior al promedio del Chaco (Figura 5.5), se encontraron evidencias preliminares de salinización superficial en las cercanías de las represas más antiguas como resultado de la recarga inducida (Junker 1996, Von Hoyer et al. 2000, Harder 2013). Si bien estos son casos aislados, podrían representar el principio de grandes cambios que afecten la sustentabilidad de la cosecha de agua de la región. Por ello, monitorear los niveles de agua de algunas represas es fundamental para predecir procesos indeseables y tener así capacidad de reaccionar a tiempo.

5.5 Conclusiones

En este capítulo se caracterizaron los sistemas de cosecha de agua típicos en áreas del Chaco Seco, que van desde una ganadería extensiva de bajo recurso hasta producciones intensivas de carne y leche (norte de San Luis y oeste de Paraguay, respectivamente). Se encontró que sistemas de cosecha de agua poco sofisticados, dispuestos espacialmente en forma aleatoria, prevalecieron en el norte de San Luis; mientras que en el oeste de Paraguay prevalecieron los sistemas altamente tecnificados distribuidos espacialmente en forma agregada. La densidad de los sistemas de cosecha de agua fue diez veces mayor en el oeste de Paraguay, encontrándose exponencialmente asociada a la fracción del territorio desmontada y a la cercanía a las ciudades. Del total de las pérdidas de agua de una represa en el norte de San Luis, el 41% se perdió por evaporación y el 59% por infiltración. Los eventos de cosecha de agua de la represa estuvieron exponencialmente asociados a la magnitud de los eventos de precipitación, mientras que las pérdidas diarias de agua fueron explicadas por la infiltración. Tanto en el norte de San Luis como en el oeste de Paraguay, la cosecha de agua de lluvia promedio en represas representó menos del 1% de la precipitación media anual. Capítulo 6

Discusión general

6.1 Marco teórico

El balance de agua de las planicies sedimentarias áridas y semiáridas se puede resumir en que la gran mayoría del agua precipitada vuelve a la atmósfera como vapor (I + E +T) (Huxman et al. 2004b). La vegetación puede tener un papel protagónico al afectar directamente dos de estos flujos (I y T), e indirectamente el otro (E). El escurrimiento superficial representa un flujo secundario a escala regional o de paisaje, incrementándose a escalas de parcela o parche. En éstas puede ser un importante factor de redistribución superficial horizontal del agua (Wilcox et al. 2003a), capaz de afectar la partición entre la evaporación y transpiración, y por lo tanto la producción primaria. Desde el punto de vista de la producción secundaria, el escurrimiento representa en muchos casos la única vía de captación de agua líquida para bebida animal, y es por ello un flujo crítico en sistemas ganaderos (Evenari et al. 1971, Oweis and Hachum 2009b).

Los reemplazos bruscos de vegetación pueden modificar el balance hidrológico en forma significativa, directa o indirectamente, pudiendo dar lugar a patrones contrastantes de movimiento del agua en los ecosistemas (Farley et al. 2005, Scanlon et al. 2005, Nosetto 2007, Marchesini et al. 2015). Argentina experimentó, en el último medio siglo, un avance de la frontera agrícola hacia zonas tradicionalmente ganaderas, lo cual generó aumentos en la carga animal en las regiones semiáridas (Viglizzo et al. 2010, Jobbágy 2011). Una decisión cada vez más frecuente ha sido reemplazar los bosques secos nativos, de baja receptividad ganadera, por pasturas o rolados (Kunst et al. 2003, Lizzi 2006). Este cambio brusco de la vegetación genera fuertes cambios en la partición de flujos de agua, los cuales pueden desencadenar procesos indeseados, como por ejemplo aumentos en la evaporación directa, en el escurrimiento superficial (con riesgo de erosión) y en el drenaje profundo. En el área de estudio de esta tesis el drenaje profundo suele representar una fracción muy pequeña del balance de agua a escala de lote (Contreras et al. 2013, Marchesini et al. 2013). En cambio, la evaporación directa, debido a su magnitud, y el escurrimiento superficial, por su efecto redistribuidor y su aporte de agua líquida para bebida animal, son los dos flujos cuantitativamente más importantes, y por lo tanto deben ser tenidos en cuenta para diseñar sistemas ganaderos más eficientes.

El objetivo general de esta tesis, planteado en el capítulo 1, consistió en comprender la dinámica superficial del agua en planicies semiáridas dedicadas a la ganadería extensiva, evaluando el papel de las precipitaciones y de la cobertura vegetal a distintas escalas espaciales. En este capítulo final se sintetizan y discuten los principales aportes realizados en cada uno de los capítulos centrales de esta tesis (Capítulos 2, 3, 4 y 5) en relación al objetivo general. Finalmente, se plantean algunos interrogantes resultantes del trabajo y se proponen futuras líneas de investigación para avanzar en el conocimiento de las interacciones entre la vegetación, el suelo y las precipitaciones en sistemas ganaderos áridos y semiáridos.

6.2 Principales resultados obtenidos en esta tesis

En la primera parte de esta tesis se determinó la distribución de tamaño de eventos de precipitación en el espacio (sitios distribuidos a lo largo de un gradiente de precipitación) y en el tiempo (50 años); y se evaluó su efecto sobre la partición de flujos de agua de los ecosistemas (Capítulo 2). Luego se determinó, por un lado, el efecto de la

cobertura vegetal (bosques secos nativos vs. pasturas implantadas) sobre la partición de flujos de agua a escala de parcela (~1 ha) (Capítulo 3), y por el otro, el papel de la intensidad de las precipitaciones sobre la redistribución superficial del agua en bosques secos nativos a escala de parche (0,25 m²) (Capítulo 4). Los capítulos 3 y 4 se desarrollaron en un mismo sitio experimental, compuesto por establecimientos ganaderos, representativo del Chaco Árido. Finalmente, se caracterizaron atributos estructurales y funcionales de los sistemas de captación, transporte y almacenamiento de agua (represas o tajamares); y se determinó su papel sobre el balance de agua a escala regional (~20000 km²) y sobre la partición de flujos de agua a escala de lote (~100 ha) (Capítulo 5).

La frecuencia y el tamaño medio de los eventos de precipitación del centro de Argentina aumentaron de modo similar en respuesta a la mayor precipitación anual en el espacio (sitios distribuidos a lo largo del gradiente de precipitación). Sin embargo, en la serie temporal (50 años), el tamaño de los eventos explicó en mayor medida la precipitación anual, especialmente en los sitios más húmedos (Capítulo 2). Por su parte, la distribución relativa de tamaño de eventos, caracterizada por una medida adimensional de "inequidad" (el coeficiente de Gini), resultó constante en el espacio y el tiempo a lo largo de todo el gradiente de precipitaciones. Como consecuencia práctica, a partir de las funciones obtenidas en el Capítulo 2 es posible estimar la distribución de eventos de precipitación anual. Las funciones espacio-temporales de las Figuras 2.3A y 2.3C pueden ser utilizadas para calcular la frecuencia media anual y el tamaño promedio de los eventos, y luego con la Figura 2.4B, se puede predecir la distribución del tamaño de los eventos.

El reemplazo de bosques secos nativos por pasturas alteró la partición de flujos de agua y la física del suelo del Chaco Árido (Capítulo 3). Por un lado, aumentó la evaporación potencial del suelo y el escurrimiento superficial, y disminuyó la intercepción directa del canopeo. Por otro lado, disminuyó la micro-topografía y la conductividad hidráulica saturada, y aumentó la resistencia a la penetración superficial del suelo. Finalmente, las pasturas presentaron una captura de agua de lluvia espacialmente más homogénea que el bosque y una disminución generalizada de la variabilidad sus atributos físicos del suelo.

La intensidad de los eventos de precipitación, y no su tamaño, resultó el factor determinante para explicar los procesos de redistribución de agua por parte del canopeo y de la superficie del suelo, a escala de parche (Capítulo 4). La heterogeneidad de la redistribución del agua en el suelo aumentó con la mayor intensidad de las precipitaciones, pero siguiendo patrones opuestos. Los parches menos vegetados capturaron más agua en eventos de precipitación poco intensos, mientras que los parches más vegetados capturaron más agua en los eventos más intensos. Asimismo, no se encontró ninguna asociación significativa entre el tamaño de los eventos y la redistribución superficial del agua.

La cosecha de agua de lluvia en represas representó menos del 1% de la precipitación anual, tanto en sistemas de cosecha de agua rudimentarios y poco tecnificados típicos del norte de San Luis, como en sistemas altamente tecnificados del oeste de Paraguay (Capítulo 5). En ambas áreas, la cosecha de agua tuvo un papel menor en el balance de agua regional; sin embargo, a escala de parcela o lote puede afectar profundamente la

partición de flujos de agua, por ejemplo generando recarga inducida como producto de las pérdidas por infiltración de las represas.

6.3 Integración de conocimientos e implicancias para el manejo ganadero en sistemas semiáridos

La precipitación ejerce un fuerte control sobre la transpiración vegetal a través de su magnitud anual: a mayor precipitación anual, mayor PPN anual (Sala et al. 1988, Del Grosso et al. 2008), y a través de la distribución intranual de eventos (Yahdjian and Sala 2006, Knapp et al. 2015). La ecohidrología de sistemas áridos se ha concentrado en estudiar el papel de los eventos grandes de precipitación (>10 mm), debido a su aporte desproporcionadamente alto al total de la precipitación anual (Sala and Lauenroth 1982, Reynolds et al. 2004). En el Capítulo 2 de esta tesis se mostró que, además de que unos pocos eventos grandes explican casi la mitad de la precipitación anual, dicho patrón resultó ser robusto a cambios en el espacio y en el tiempo (Capítulo 2). Asimismo, los eventos de mayor tamaño también resultaron ser los más intensos (Capítulo 4). La mayor intensidad de los eventos de precipitación, indistintamente de su tamaño, generó mayor redistribución del agua del suelo a escala de parche (Capítulo 4), lo cual afectó directamente a la partición de flujos de agua a escala de lote, generando, por ejemplo, aumentos en el escurrimiento superficial (Capítulo 3). Eventos más intensos generaron más escurrimiento en pasturas, pero también en caminos de vehículos y senderos de vaca, lo cual da lugar al proceso de llenado de las represas (Capítulo 5).

La ganadería extensiva, basada en el uso del bosque nativo como principal recurso forrajero, representa la principal actividad económica del Chaco Árido (Baldi et al. 2013, Gasparri and Baldi 2013). La gran limitante de la producción de esta región es la falta de agua para bebida animal (ausencia de cuerpos de agua superficiales y subsuperficiales de calidad) y para producir forraje (baja precipitación media anual) (Baldi and Jobbágy 2012). La provisión de agua para bebida animal es resuelta en muchos casos con la cosecha de agua de lluvia en represas (Capítulo 5), mientras que la producción de forraje del bosque nativo resulta favorecida por la redistribución superficial de agua en eventos intensos de precipitación (Capítulo 4), como resultado de la concentración de agua en parches vegetados (menor partición E/T). Es importante destacar que ambos procesos dependen de: (i) la generación de escurrimiento superficial a escala de parche, y (ii) la presencia de conectividad hidrológica, definida como la existencia de elementos biofísicos (pendiente, caminos, senderos, suelo desnudo) que le permitan al agua desplazarse superficialmente desde un sitio a otro.

Los resultados obtenidos a lo largo de esta tesis sugieren que para entender la dinámica superficial del agua en ecosistemas ganaderos áridos resulta indispensable abordar al sistema como un conjunto de parches que, con distinto grado de cobertura vegetal y en relación con la topografía regional y el tránsito ganadero, determinan la magnitud y el sentido del movimiento superficial del agua. La necesidad de hacer foco en la escala de parche se debe a que es en esta escala donde se generan, y a la vez manifiestan, los procesos ecohidrológicos que inciden directamente sobre la productividad primaria neta y la cosecha de agua neta del paisaje (Wilcox and Breshears 1995, Okin et al, 2015, Nicholson 2011). Los resultados obtenidos en esta tesis mostraron que, a escala de parche, existió una redistribución horizontal de hasta un 50% de la lámina precipitada en eventos intensos (Capítulo 4). Sin embargo, al integrar todos los parches (escala de

lote) se encontró que el escurrimiento superficial resultó nulo para los bosques y para las pasturas, a excepción, en este segundo caso, de eventos de precipitación muy intensos (Capítulo 3). Finalmente, las represas, en la escala de paisaje, se llenan con agua de lluvia proveniente de escurrimiento superficial (Capítulo 5). Esta aparente contradicción es explicada por la aparición en el sistema de elementos que generan conectividad, como son los caminos de vehículo y los senderos de vaca, que no se perciben a la escala de parche. Éstos representan una fracción mínima del paisaje, pero son los responsables de colectar el agua generada por el escurrimiento superficial de algunos parches y transportarla a lo largo del lote o del paisaje hasta alcanzar la represa. Por tales motivos, resulta indispensable integrar las distintas escalas espaciales para entender los procesos ecohidrológicos que determinan la productividad primaria y secundaria de los sistemas ganaderos áridos y semiáridos (Figura 6.1).



Figura 6.1. Elementos del ecosistema, elementos de conectividad y procesos emergentes ordenados en escala espacial decreciente (región, paisaje, lote, parcela y parche). Imágenes obtenidas de *Google Earth*. El contorno amarillo indicado en la imagen de la escala de región delimita los límites de la provincia fitogeográfica de Chaco Seco. La imagen de paisaje, lote, parcela y parche corresponden al Chaco Árido (extremo sur del Chaco Seco). En el extremo izquierdo se relacionan las escalas con los capítulos de esta tesis. Entre el listado de trabajos científicos citados en los "procesos emergentes" se encuentran las publicaciones derivadas de esta tesis.

6.4 Síntesis y consideraciones finales

Esta tesis de doctorado exploró la dinámica superficial del agua en planicies semiáridas dedicadas a la ganadería extensiva. La distribución de tamaño de eventos de precipitación resultó constante, en el espacio y el tiempo, a lo largo de todo el gradiente de precipitaciones del centro de Argentina, encontrándose que el 10% mayor, el 25% mayor y el 50% de los eventos explican el 44%, 71% y 92% de la precipitación anual, respectivamente (Capítulo 2). El reemplazo de bosques secos nativos por pasturas en el Chaco Árido, por un lado, aumentó la evaporación potencial del suelo y el escurrimiento superficial, y disminuyó la intercepción directa del canopeo a escala de parcela (Capítulo 3). La intensidad de los eventos de precipitación resultó el factor determinante para explicar los procesos de redistribución de agua del suelo de los bosques secos nativos; parches menos vegetados capturaron más agua en eventos de precipitación poco intensos, mientras que parches más vegetados capturaron más agua en eventos más intensos (Capítulo 4). La cosecha de agua de lluvia en represas o tajamares representó menos del 1% de la precipitación anual, desempeñando un papel menor en el balance de agua regional; sin embargo, a escala de parcela o lote puede afectar profundamente la partición de flujos de agua, por ejemplo generando recarga inducida como resultado de las pérdidas por infiltración de las represas (Capítulo 5). Los resultados obtenidos en esta tesis aportan piezas clave para entender la dinámica superficial del agua en sistemas ganaderos semiáridos y destacan la importancia de un abordaje integral, en el espacio y en el tiempo, para mejorar la producción primaria y secundaria.

6.5 Futuras líneas de investigación

Las actividades realizadas y los resultados obtenidos en esta tesis permitieron identificar aspectos sobre el funcionamiento ecohidrológico de sistemas áridos y semiáridos que merecen atención en el futuro. Los tres aspectos sobre los cuales se podría continuar con la generación de conocimiento básico y aplicado son: (i) la integración de todos los flujos a distintas escalas espaciales y temporales mediante el uso de modelos de simulación, (ii) la profundización de algunos aspectos claves, como por ejemplo la redistribución de agua generada por el canopeo, y (iii) el impacto de las decisiones políticas, económicas y sociales sobre la conectividad hidrológica y la cosecha de agua de los ecosistemas.

-Los modelos de simulación permiten hacer análisis impracticables para la experimentación y las observaciones de campo. Por un lado, tienen la posibilidad de integrar muchos flujos y procesos en distintas escalas espaciales y temporales; y por el otro, la posibilidad de explorar la respuesta del sistema frente a distintos escenarios o situaciones, como por ejemplo cambios la cobertura vegetal, alternativas de manejo ganadero, eventos extremos de precipitación, entre otros. A partir de esta tesis, se dispone de una base de datos de campo muy completa y detallada con la cual es posible alimentar modelos de simulación diseñados para responder ciertas preguntas de importancia científica, pero también productiva y social, tales como: ¿Cómo será la partición de los flujos de agua del Chaco Árido si se reemplazara el 100% de los bosques remanentes por pasturas?, ¿Qué sucedería con la recarga inducida si se multiplicara el número de represas de la región?, ¿Cuál es el tamaño y la intensidad de un evento de precipitación capaz de maximizar la transpiración vegetal y, al mismo

tiempo, el llenado de agua de las represas?, ¿Cuál es el grado de cobertura vegetal de un parche a partir del cual pasa de ser fuente a sumidero de agua, y qué efecto tiene la intensidad de la precipitación sobre este aspecto?

-La redistribución del agua de las precipitaciones por el canopeo fue otro de los aspectos abordados por esta tesis que merece particular atención. La intercepción directa representa una pérdida de agua a escala de lote debido a que le resta agua a la transpiración vegetal. Sin embargo, a partir de los resultados obtenidos, cabe preguntarse si la redistribución de agua generada por el canopeo a escala de parche podría compensar las pérdidas por intercepción a escala de lote, a partir de concentrar la lámina precipitada en una menor superficie y una mayor profundidad, disminuyendo así la partición E/T promedio de los parches. Por ejemplo, si un evento de precipitación de 10 mm se repartiera en forma homogénea en el suelo, muy posiblemente sea evaporado durante los dos días siguientes. Sin embargo, si la redistribución del canopeo generara parches con 20 mm y parches con 0 mm (de modo análogo al proceso definido como flujo cortical o caulinar), se favorecería la transpiración de aquellos parches con 20 mm de lámina. A partir de los resultados de esta tesis surge la hipótesis que postula que el efecto de la redistribución de agua por el canopeo puede favorecer la transpiración, superando el costo de las pérdidas netas por intercepción, por lo menos para eventos de precipitación de tamaño intermedio (10-20 mm). Esto se debe a que eventos <5 mm, se perderán totalmente por evaporación, y eventos >20 mm, dejarán los primeros 10 cm de todos los parches a capacidad de campo, por lo que, la lámina expuesta a la evaporación será máxima en todos los parches. Profundizar este aspecto resulta interesante desde el punto de vista del balance de agua a escala de parche, pero fundamentalmente desde lo conceptual, al reconocer que el canopeo podría representar una ganancia de agua para la transpiración vegetal, en lugar de una pérdida.

-Los sistemas de cosecha de agua más comunes del Chaco Árido están compuestos por represas asociadas a caminos de vehículo y senderos de vaca. A partir de los resultados de esta tesis, surgen interrogantes acerca de en qué medida decisiones de tipo político o económico-productivo pueden afectar la dinámica superficial del agua de los ecosistemas. Por ejemplo, la construcción de una red de acueductos subterráneos, que transporta agua desde las sierras hasta los campos situados en los llanos, ha generado el abandono de un gran número de represas en las cercanías del sitio experimental donde se desarrolló esta tesis. Los productores que disponían de más de una represa en su campo, decidieron concentrar el manejo del rodeo en una sola, en la cual, la combinación del agua de lluvia (escurrimiento superficial), junto con el aporte del acueducto, le aseguraran el suministro de agua necesario para la hacienda durante todo el año. En los sucesivos años que insumió el trabajo de campo para esta tesis (2011-2014), se observó que las represas en las cuales se había clausurado el paso del ganado empezaban a colectar menos agua. Los posibles procesos que explicarían este fenómeno son, por un lado, la interrupción de la conectividad de los senderos de vaca en el tramo final (donde ingresa el ganado a la represa), y por el otro, el aumento de la tasa de infiltración de la represa como consecuencia del cese del pisoteo animal. Dado que ambos procesos se retroalimentan y magnifican con el tiempo, y que en el Chaco Árido estas situaciones de abandono son frecuentes, estas hipótesis merecen ser analizadas a futuro si se pretende entender mejor el efecto que ejerce el ganado sobre: (i) la generación de escurrimiento superficial a escala de parche, (ii) la generación de conectividad del sistema a escala de lote, y (iii) la mantención de las bajas tasas de infiltración de las represas para almacenar el agua.

Referencias

- Abu-Awwad, A. M. and M. R. Shatanawi. 1997. Water harvesting and infiltration in arid areas affected by surface crust: Examples from Jordan. Journal of Arid Environments 37:443-452.
- Abu-Zreig, M., M. Attom, and N. Hamasha. 2000. Rainfall harvesting using sand ditches in Jordan. Agricultural Water Management **46**:183-192.
- Adámoli, J., E. Sennhauser, J. M. Acero, and A. Rescia. 1990. Stress and disturbance: vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina. Journal of Biogeography 17:491-500.
- Agosta, E. A. and R. H. Compagnucci. 2012. Central-West Argentina summer precipitation variability and atmospheric teleconnections. Journal of Climate **25**:1657-1677.
- Aguilera, M. O. 2003. Uso ganadero de los pastizales naturales de San Luis., INTA, San Luis, Argentina.
- Aguilera, M. O., D. F. Steinaker, and M. R. Demaria. 2003. Runoff and soil loss in undisturbed and roller-seeded shrublands of semiarid Argentina. Journal of Range Management 56:227-233.
- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, and M. Dondo. 2009. Soybean expansion and agriculture diversity in Argentina. Ecologia Austral 19:45-54.
- Akaike, H. 1974. New look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control AC-19, 716-723.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, and M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome 300:6541.
- Amdan, M., R. Aragón, E. Jobbágy, J. Volante, and J. 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.
- Anriquez, A., A. Albanesi, C. Kunst, R. Ledesma, C. López, A. Rodríguez Torresi, and J. Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. Ciencia del suelo 23:145-157.
- Asner, G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin, and T. Harris. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. Pages 261-299 Annual Review of Environment and Resources.
- Austin, A. T., L. Yahdjian, J. M. Stark, J. Belnap, A. Porporato, U. Norton, D. A. Ravetta, and S. M. Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. Oecologia 141:221-235.
- Bailey, D. W. 2005. Identification and creation of optimum habitat conditions for livestock. Rangeland Ecology and Management 58:109-118.
- Bala, G., K. Caldeira, M. Wickett, T. J. Phillips, D. B. Lobell, C. Delire, and A. Mirin. 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104:6550-6555.
- Baldi, G., J. Houspanossian, F. Murray, A. A. Rosales, C. V. Rueda, and E. G. Jobbágy. 2014. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. Journal of Arid Environments.
- Baldi, G., J. Houspanossian, F. Murray, A. A. Rosales, C. V. Rueda, and E. G. Jobbágy. 2015. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. Journal of Arid Environments 123:47-59.

- Baldi, G. and E. Jobbágy. 2012. Land use in the dry subtropics: Vegetation composition and production across contrasting human contexts. Journal of Arid Environments **76**:115-127.
- Baldi, G. and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. Ecology and Society **13**.
- Baldi, G., S. R. Verón, and E. G. Jobbágy. 2013. The imprint of humans on landscape patterns and vegetation functioning in the dry subtropics. Global Change Biology 19:441-458.
- Basán Nickisch, M. 2010. Manejo de recursos hídricos para áreas de secano. Instituto Nacional de tecnología agropecuaria.
- Bates, J. D., T. Svejcar, R. F. Miller, and R. A. Angell. 2006. The effects of precipitation timing on sagebrush steppe vegetation. Journal of Arid Environments 64:670-697.
- Bautista, S., Á. G. Mayor, J. Bourakhouadar, and J. Bellot. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid mediterranean landscape. Ecosystems **10**:987-998.
- Bergkamp, G. 1998. A hierarchical view of the interactions of runoff and infiltration with vegetation and microtopography in semiarid shrublands. Catena **33**:201-220.
- Bhark, E. W. and E. E. Small. 2003. Association between plant canopies and the spatial patterns of infiltration in shrubland and grassland of the Chihuahuan desert, New Mexico. Ecosystems **6**:185-196.
- Bird, S. B., J. E. Herrick, M. Wander, and S. Wright. 2002. Spatial heterogeneity of aggregate stability and soil carbon in semi-arid rangeland. Environmental Pollution 116:445-455.
- Bisigato, A. and R. Lopez Laphitz. 2009. Ecohydrological effects of grazing-induced degradation in the Patagonian Monte, Argentina. Austral Ecology **34**:545-557.
- Bisigato, A. J., P. E. Villagra, J. O. Ares, and B. E. Rossi. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. Journal of Arid Environments **73**:182-191.
- Blanco, L., F. Biurrun, and C. Ferrando. 2005a. Niveles de degradación de la vegetación del Chaco Arido. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina:11.
- Blanco, L. J., C. A. Ferrando, F. N. Biurrun, E. L. Orionte, P. Namur, D. J. Recalde, and G. D. Berone. 2005b. Vegetation responses to roller chopping and buffelgrass seeding in Argentina. Rangeland Ecology & Management 58:219-224.
- Boers, T. M. and J. Ben-Asher. 1982. A review of rainwater harvesting. Agricultural Water Management **5**:145-158.
- Bondeau, A., P. C. Smith, S. Zaehle, S. Schaphoff, W. Lucht, W. Cramer, D. Gerten, H. Lotze-campen, C. Müller, M. Reichstein, and B. Smith. 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. Global Change Biology 13:679-706.
- Braud, I., R. Haverkamp, J. L. Arrúe, and M. V. López. 2003. Spatial variability of soil surface properties and consequences for the annual and monthly water balance of a semiarid environment (EFEDA Experiment). Journal of Hydrometeorology 4:121-137.
- Breshears, D. D. and F. J. Barnes. 1999. Interrelationships between plant functional types and soil moisture heterogeneity for semiarid landscapes within the grassland/forest continuum: A unified conceptual model. Landscape Ecology 14:465-478.

- Breshears, D. D. and J. A. Ludwig. 2010. Near-ground solar radiation along the grassland-forest continuum: Tall-tree canopy architecture imposes only muted trends and heterogeneity. Austral Ecology **35**:31-40.
- Breshears, D. D., J. W. Nyhan, C. E. Heil, and B. P. Wilcox. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: Soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. International Journal of Plant Sciences **159**:1010-1017.
- Caldwell, T. G., M. H. Young, E. V. McDonald, and J. Zhu. 2012. Soil heterogeneity in Mojave Desert shrublands: Biotic and abiotic processes. Water Resources Research **48**.
- Caldwell, T. G., M. H. Young, J. Zhu, and E. V. McDonald. 2008. Spatial structure of hydraulic properties from canopy to interspace in the Mojave desert. Geophysical Research Letters 35.
- Carlyle-Moses, D. E. 2004. Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. Journal of Arid Environments **58**:181-202.
- Carreño, L., F. C. Frank, and E. F. Viglizzo. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. Agriculture, Ecosystems and Environment 154:68-77.
- Ceballos, A., J. Martínez-Fernández, and M. Á. Luengo-Ugidos. 2004. Analysis of rainfall trends and dry periods on a pluviometric gradient representative of Mediterranean climate in the Duero Basin, Spain. Journal of Arid Environments 58:215-233.
- Cerdà, A. 1997. The effect of patchy distribution of Stipa tenacissima L. on runoff and erosion. Journal of Arid Environments **36**:37-51.
- Colman, E. 1947. A laboratory procdure for determining the field capacity of soils. Soil Science **63**:277-284.
- Connolly, R. D. 1998. Modelling effects of soil structure on the water balance of soilcrop systems: A review. Soil and Tillage Research **48**:1-19.
- Contreras, S., C. S. 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.
- Cowell, F. 2015. Measuring Inequality.
- Chapin, F. S., P. Matson, and H. A. Mooney. 2002. Terrestrial water y Energy Balance. Springer-Verlag, New York.
- Chow, V. T., D. R. Maidment, and L. W. Mays. 1994. Hidrología aplicada. McGraw-Hill, Bogotá.
- Davenport, D. W., D. D. Breshears, B. P. Wilcox, and C. D. Allen. 1998. Viewpoint: Sustainability of pinon-juniper ecosystems - A unifying perspective of soil erosion thresholds. Journal of Range Management 51:231-240.
- Del Grosso, S., W. Parton, T. Stohlgren, D. Zheng, D. Bachelet, S. Prince, K. Hibbard, and R. Olson. 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. Ecology **89**:2117-2126.
- Denison, J. A. and L. Wotshela. 2012. An overview of indigenous, indigenised and contemporary water harvesting and conservation practices in south Africa. Irrigation and Drainage 61:7-23.
- Descroix, L., J.-F. Nouvelot, and M. Vauclin. 2002. Evaluation of an antecedent precipitation index to model runoff yield in the western Sierra Madre (Northwest Mexico). Journal of Hydrology 263:114-130.

- Descroix, L., D. Viramontes, J. Estrada, J.-L. G. Barrios, and J. Asseline. 2007. Investigating the spatial and temporal boundaries of Hortonian and Hewlettian runoff in Northern Mexico. Journal of Hydrology **346**:144-158.
- Desmet, P. G. and R. M. Cowling. 1999. Biodiversity, habitat and range-size aspects of a flora from a winter-rainfall desert in north-western Namaqualand, South Africa. Plant Ecology **142**:23-33.
- Devine, D. L., M. Karl Wood, and G. B. Donart. 1998. Runoff and erosion from a mosaic tobosagrass and burrograss community in the northern Chihuahuan Desert grassland. Journal of Arid Environments **39**:11-19.
- Dinesh Kumar, M., A. Patel, R. Ravindranath, and O. P. Singh. 2008. Chasing a mirage: Water harvesting and artificial recharge in naturally water-scarce regions. Economic and Political Weekly **43**:61-71.
- Domingo, F., G. Sánchez, M. J. Moro, A. J. Brenner, and J. Puigdefábregas. 1998. Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. Agricultural and Forest Meteorology **91**:275-292.
- Duarte, G., J. H. Palmieri, S. Frutos, and J. O. Guerrero. 2003. Estudio de alternativas de abastecimiento de agua para el Chaco Central. Asunción, Paraguay.
- Dunne, T., W. Zhang, and B. F. Aubry. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. Water Resources Research 27:2271-2285.
- Eberbach, P. L. 2003. The eco-hydrology of partly cleared, native ecosystems in southern Australia: A review. Plant and Soil **257**:357-369.
- Eldridge, D. J. and T. B. Koen. 1993. Run-off and sediment yield from a semi-arid woodland in eastern Australia. II. Variation in some soil hydrological properties along a gradient in soil surface condition. Rangeland Journal **15: 234-246.**
- Eroksuz, E. and A. Rahman. 2010. Rainwater tanks in multi-unit buildings: A case study for three Australian cities. Resources, Conservation and Recycling **54**:1449-1452.
- Evenari, M., L. Shanan, and N. Tadmor. 1971. The Negev. The challenge of a desert. Second edition edition. Harvard University Press.
- FAO. 1991. Water harvesting.
- Farley, K. A., E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. Global Change Biology 11:1565-1576.
- Fernández, R. J. 2007. On the frequent lack of response of plants to rainfall events in arid areas. Journal of Arid Environments **68**:688-691.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. Science 309:570-574.
- Ganskopp, D. 2001. Manipulating cattle distribution with salt and water in large aridland pastures: a GPS/GIS assessment. Applied Animal Behaviour Science **73**:251-262.
- Ganskopp, D., R. Cruz, and D. Johnson. 2000. Least-effort pathways?: a GIS analysis of livestock trails in rugged terrain. Applied Animal Behaviour Science **68**:179-190.
- Ganskopp, D. C. and D. W. Bohnert. 2009. Landscape nutritional patterns and cattle distribution in rangeland pastures. Applied Animal Behaviour Science **116**:110-119.

- Garbulsky, M. and D. Deregibus. 2004. Perfiles por País del Recurso Pastura/ Forraje. FAO, Argentina.
- García, N. O. and R. A. Pedraza. 2008. Daily rainfall variability over northeastern Argentina in the La Plata River Basin. Pages 303-319 *in* L. Gimeno, R. Garcia-Herrera, and R. M. Trigo, editors.
- Gasparri, N. I. and G. Baldi. 2013. Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. Regional Environmental Change:1-14.
- 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.
- George, M. R., R. E. Larsen, N. K. McDougald, K. W. Tate, J. D. Gerlach, and K. O. Fulgham. 2004. Cattle grazing has varying impacts on stream-channel erosion in oak woodlands. California Agriculture 58:138.
- Giménez, R., J. L. Mercau, J. Houspanossian, and E. G. Jobbágy. 2015. Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. Journal of Arid Environments **123**:81-92.
- Gini. 1912. Variabilita e mutabilita. Bologna.
- Glatzle, A. and A. Cabrera. 1996. Potencial de las pasturas cultivadas en el Chaco Paraguayo.*in* Congreso Internacional de transferencia tecnológica agropecuaria.
- Glatzle, A. and D. Stosiek. 2001. Country Pasture/Forage Resource Profiles. El Lector, Asunción (Paraguay).
- Glendenning, C. J., F. F. Van Ogtrop, A. K. Mishra, and R. W. Vervoort. 2012. Balancing watershed and local scale impacts of rain water harvesting in India-A review. Agricultural Water Management 107:1-13.
- Golluscio, R. A., O. E. Sala, and W. K. Lauenroth. 1998. Differential use of large summer rainfall events by shrubs and grasses: A manipulative experiment in the Patagonian steppe. Oecologia 115:17-25.
- Grossman, R. and T. Reinsch. 2002. 2.1 Bulk density and linear extensibility. Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods:201-228.
- Hao, Y., X. Kang, X. Wu, X. Cui, W. Liu, H. Zhang, Y. Li, Y. Wang, Z. Xu, and H. Zhao. 2013. Is frequency or amount of precipitation more important in controlling CO2 fluxes in the 30-year-old fenced and the moderately grazed temperate steppe? Agriculture, Ecosystems and Environment 171:63-71.
- Harder, W. 2013. Provisión de Agua para la producción agropecuaria del Chaco Central. Uso sustentable de los recursos hídricos para la producción agropecuaria del Chaco Paraguayo, Loma Plata, Paraguay.
- Harper, C. W., J. M. Blair, P. A. Fay, A. K. Knapp, and J. D. Carlisle. 2005. Increased rainfall variability and reduced rainfall amount decreases soil CO2 flux in a grassland ecosystem. Global Change Biology 11:322-334.
- Hastings, B. K., D. D. Breshears, and F. M. Smith. 2005. Spatial variability in rainfall erosivity versus rainfall depth: Implications for sediment yield. Vadose Zone Journal 4:500-504.
- Hein, L. 2006. The impacts of grazing and rainfall variability on the dynamics of a Sahelian rangeland. Journal of Arid Environments **64**:488-504.
- Heisler-White, J. L., J. M. Blair, E. F. Kelly, K. Harmoney, and A. K. Knapp. 2009. Contingent productivity responses to more extreme rainfall regimes across a grassland biome. Global Change Biology 15:2894-2904.

- Heisler-White, J. L., A. K. Knapp, and E. F. Kelly. 2008. Increasing precipitation event size increases aboveground net primary productivity in a semi-arid grassland. Oecologia 158:129-140.
- Hillel, D. 1998. Environmental soil physics: Fundamentals, applications, and environmental considerations. Academic Prees, Unated States of America.
- Hoff, H., M. Falkenmark, D. Gerten, L. Gordon, L. Karlberg, and J. Rockström. 2010. Greening the global water system. Journal of Hydrology **384**:177-186.
- Horton, R. E. 1933. The role of infiltration in the hydrologic cycle. Transactions American Geophysical Union **14**:446-460.
- Horton, R. E. 1941. An approach toward a physical interpretation of infiltrationcapacity. Soil Science Society of America Journal **5**:399-417.
- Huxman, T. E., M. D. Smith, P. A. Fay, A. K. Knapp, M. R. Shaw, M. E. Lolk, S. D. Smith, D. T. Tissue, J. C. Zak, J. F. Weltzin, W. T. Pockman, O. E. Sala, B. M. Haddad, J. Harte, G. W. Koch, S. Schwinning, E. E. Small, and D. G. Williams. 2004a. Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. Nature 429:651-654.
- Huxman, T. E., K. A. Snyder, D. Tissue, A. J. Leffler, K. Ogle, W. T. Pockman, D. R. Sandquist, D. L. Potts, and S. Schwinning. 2004b. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. Oecologia 141:254-268.
- Huxman, T. E., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, R. L. Scott, K. A. Snyder, E. E. Small, K. Hultine, W. T. Pockman, and R. B. Jackson. 2005. Ecohydrological implications of woody plant encroachment. Ecology 86:308-319.
- INTA. 2010. Atlas climático digital de la República Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: the physical Science basis., Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. S. Solomon, Qin, D., Manning, M., Chen, Z.).
- Jobbágy, E. G. 2011. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-pampeana.*in* J. E. G. Laterra P., Paruelo J.M., editor. Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- 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. Ecologia Austral **18**:305-322.
- Jobbágy, E. G., M. D. Nosetto, P. E. Villagra, and R. B. Jackson. 2011. Water subsidies from mountains to deserts: Their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. Ecological Applications **21**:678-694.
- Junker, M. 1996. Determinación de las características hidrogeológicas y evaluación de la recarga de agua subterránea en el área del Tajamar Serenidad, Filadelfia., Cooperativa Hidológica Paraguaya.
- Karlin, M. S., U. O. Karlin, R. O. Coirini, G. J. Reati, and R. M. Zapata. 2013. El Chaco Árido. Marcos Sebastián Karlin.
- Kirby, J., R. Kingham, and M. Cortes. 2001. Texture, density and hydraulic conductivity of some soils in San Luis province, Argentina. Ciencia del suelo 19:20-29.
- Kleb, H. R. and S. D. Wilson. 1997. Vegetation effects on soil resource heterogeneity in prairie and forest. The American Naturalist **150**:283-298.
- Kleinbaum, D. G. 2007. Applied regression analysis and multivariable methods. CengageBrain. com.

- Knapp, A. K., P. A. Fay, J. M. Blair, S. L. Collins, M. D. Smith, J. D. Carlisle, C. W. Harper, B. T. Danner, M. S. Lett, and J. K. McCarron. 2002. Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in a mesic grassland. Science 298:2202-2205.
- Knapp, A. K., D. L. Hoover, K. R. Wilcox, M. L. Avolio, S. E. Koerner, K. J. La Pierre, M. E. Loik, Y. Luo, O. E. Sala, and M. D. Smith. 2015. Characterizing differences in precipitation regimes of extreme wet and dry years: Implications for climate change experiments. Global Change Biology.
- Kumar, M. D., S. Ghosh, A. Patel, O. P. Singh, and R. Ravindranath. 2006. Rainwater harvesting in India: some critical issues for basin planning and research. Land Use and Water Resources Research 6:1-17.
- Kummerow, C., W. Barnes, T. Kozu, J. Shiue, and J. Simpson. 1998. The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) sensor package. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 15:809-817.
- Kunst, C., R. Ledesma, S. Bravo, A. Albanesi, A. Anriquez, H. Van Meer, and J. Godoy. 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): responses to combined disturbance treatments. Ecological Engineering 42:42-53.
- Kunst, C., R., M. Ledesma, G. Basan Nickish, D. Angella, P. J., and Godoy. 2003.
 Rolado de "fachinales" e infiltración de agua en el Chaco occidental (Argentina).
 Revista de investigaciones agropecuarias, INTA 32:105-126.
- Labraga, J. C. and R. Villalba. 2009. Climate in the Monte Desert: Past trends, present conditions, and future projections. Journal of Arid Environments **73**:154-163.
- Lai, J. and L. Ren. 2007. Assessing the size dependency of measured hydraulic conductivity using double-ring infiltrometers and numerical simulation. Soil Science Society of America Journal 71:1667-1675.
- Lauenroth, W. K. and J. B. Bradford. 2009. Ecohydrology of dry regions of the United States: Precipitation pulses and intraseasonal drought. Ecohydrology **2**:173-181.
- Lavee, H., J. Poesen, and A. Yair. 1997. Evidence of high efficiency water-harvesting by ancient farmers in the Negev Desert, Israel. Journal of Arid Environments 35:341-348.
- Le Houerou, H. N., R. L. Bingham, and W. Skerbek. 1988. Relationship between the variability of primary production and the variability of annual precipitation in world arid lands. Journal of Arid Environments **15**:1-18.
- Levia, D. F. and E. E. Frost. 2003. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. Journal of Hydrology **274**:1-29.
- Lewis, S. A., J. Q. Wu, and P. R. Robichaud. 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman Fire, Colorado. Hydrological Processes 20:1-16.
- Li, X. Y. and J. D. Gong. 2002. Compacted microcatchments with local earth materials for rainwater harvesting in the semiarid region of China. Journal of Hydrology **257**:134-144.
- Li, X. Y., Z. K. Xie, and X. K. Yan. 2004. Runoff characteristics of artificial catchment materials for rainwater harvesting in the semiarid regions of China. Agricultural Water Management **65**:211-224.
- Liu, X., Y. He, X. Zhao, T. Zhang, Y. Li, J. Yun, S. Wei, and X. Yue. 2016. The response of soil water and deep percolation under Caragana microphylla to rainfall in the Horqin Sand Land, northern China. Catena **139**:82-91.

- Liu, Y., Q. Pan, S. Zheng, Y. Bai, and X. Han. 2012. Intra-seasonal precipitation amount and pattern differentially affect primary production of two dominant species of Inner Mongolia grassland. Acta Oecologica 44:2-10.
- Lizzi, J. 2006. Control mecánico del renoval. . INTA, CREA, Universidad Nacional de Santiago del Estero., Santiago del Estero, Argentina.
- Loik, M. E., D. D. Breshears, W. K. Lauenroth, and J. Belnap. 2004. A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: Climatology and ecohydrology of the western USA. Oecologia 141:269-281.
- Lorenz, M. O. 1905. Methods for measuring the concentration of wealth. American Statistical Association **9**:209-219.
- Ludwig, J. A., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, D. J. Tongway, and A. C. Imeson. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. Ecology 86:288-297.
- Llorens, P. and F. Domingo. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. Journal of Hydrology 335:37-54.
- Macchi, L. and H. R. Grau. 2012. Piospheres in the dry Chaco. Contrasting effects of livestock puestos on forest vegetation and bird communities. Journal of Arid Environments 87:176-187.
- Maldonado, P., E. Höhne, M. Naumann, R. Metz, and G. Wessling. 2006. Atlas del Gran Chaco Americano.
- Malhi, Y., J. T. Roberts, R. A. Betts, T. J. Killeen, W. Li, and C. A. Nobre. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science 319:169-172.
- Malik, R., M. Giordano, and V. Sharma. 2014. Examining farm-level perceptions, costs, and benefits of small water harvesting structures in Dewas, Madhya Pradesh. Agricultural Water Management **131**:204-211.
- Marchesini, V. 2011. Cambios en el uso de la tierra y el balance de agua en ecosistemas semiáridos: el desmonte selectivo en el Chaco árido analizado a diferentes escalas espaciales. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Marchesini, V. A., R. J. Fernández, and E. G. Jobbágy. 2013. Salt leaching leads to drier soils in disturbed semiarid woodlands of central Argentina. Oecologia **171**:1003-1012.
- 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.
- Martin-Vide, J. 2004. Spatial distribution of a daily precipitation concentration index in peninsular Spain. International Journal of Climatology **24**:959-971.
- Martinez-Meza, E. and W. G. Whitford. 1996. Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan desert shrubs. Journal of Arid Environments **32**:271-287.
- Mbilinyi, B. P., S. D. Tumbo, H. F. Mahoo, E. M. Senkondo, and N. Hatibu. 2005. Indigenous knowledge as decision support tool in rainwater harvesting. Physics and Chemistry of the Earth **30**:792-798.
- Minetti, J. L., W. M. Vargas, A. G. Poblete, L. R. Acuna, and G. Casagrande. 2003. Non-linear trends and low frequency oscillations in annual precipitation over Argentina and Chile, 1931-1999. Atmosfera **16**:119-135.
- Miranda, J. D., C. Armas, F. M. Padilla, and F. I. Pugnaire. 2011. Climatic change and rainfall patterns: Effects on semi-arid plant communities of the Iberian Southeast. Journal of Arid Environments **75**:1302-1309.

- Morello, J. and J. Adámoli. 1974. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Segunda Parte: Vegetación y ambiente de la Provincia del Chaco. INTA Serie fitogeográfica **13**.
- Morello, J. and C. S. Toledo. 1959. El bosque chaqueño I. Paisaje primitivo, paisaje natural y paisaje cultural en el oriente de Salta. Revista Agronómica del Noroeste Argentino **3**:208.
- Newman, B. D., D. D. Breshears, and M. O. Gard. 2010. Evapotranspiration partitioning in a semiarid woodland: Ecohydrologic heterogeneity and connecitvity of vegetation patches. Vadose Zone Journal 9:561-572.
- Newman, B. D., B. P. Wilcox, S. R. Archer, D. D. Breshears, C. N. Dahm, C. J. Duffy, N. G. McDowell, F. M. Phillips, B. R. Scanlon, and E. R. Vivoni. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. Water Resources Research 42.
- Ngigi, S. N. 2003. What is the limit of up-scaling rainwater harvesting in a river basin? Physics and Chemistry of the Earth **28**:943-956.
- Nicholson, S. E. 2011. Precipitation in the drylands. Dryland climatology. Cambridge University Press.
- Nosetto, M. D. 2007. Conversión de pastizales en forestaciones: Impacto sobre la dinámica del agua y las sales. Escuela para Graduados "Alberto Soriano". Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires:170.
- 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.
- Noy-Meier, I. 1973. Desert ecosystems, environment, and producers. Annual Review of Ecological Systems 4:25-32.
- Ogle, K. and J. F. Reynolds. 2004. Plant responses to precipitation in desert ecosystems: Integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. Oecologia 141:282-294.
- Okin, G. S., M. M.-d. I. Heras, P. M. Saco, H. L. Throop, E. R. Vivoni, A. J. Parsons, J. Wainwright, and D. P. Peters. 2015. Connectivity in dryland landscapes: shifting concepts of spatial interactions. Frontiers in Ecology and the Environment 13:20-27.
- Oweis, T. and A. Hachum. 2009a. Optimizing supplemental irrigation: Tradeoffs between profitability and sustainability. Agricultural Water Management **96**:511-516.
- Oweis, T. and A. Hachum. 2009b. Water Harvesting for Improved Rainfed Agriculture in the Dry Environments.*in* S. P. Wani, editor. Rainfed Agriculture: Unlocking the Potential. CAB International.
- Pan, X. Y., G. X. Wang, H. M. Yang, and X. P. Wei. 2003. Effect of water deficits on within-plot variability in growth and grain yield of spring wheat in northwest China. Field Crops Research 80:195-205.
- Pandey, D. N., A. K. Gupta, and D. M. Anderson. 2003. Rainwater harvesting as an adaptation to climate change. Current Science 85:46-59.
- Paraguay, G. 2013. Monitoreo de los cambios de uso de la tierra, incendios e inundaciones Gran Chaco Americano. In: Paraguay., G. (Ed.), Asunción.
- Paruelo, J. M., M. R. Aguiar, and R. A. Golluscio. 1991. Evaporation estimates in arid environments: an evaluation of some methods for the Patagonian steppe. Agricultural and Forest Meteorology 55:127-132.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, and S. R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia hoy 15:14-23.
- Paruelo, J. M. and O. E. Sala. 1995. Water losses in the Patagonian steppe: a modelling approach. Ecology:510-520.
- Pasig, R. 2005. Origen y Dinámica del Agua Subterránea en el noroeste del Chaco Sudamericano (Chaco Tarijeño y oeste del Chaco Paraguayo).
- Paton, T. R. 1995. Soils: a new global view. CRC Press.
- Pennington, T. R., D. E. Prado, and C. A. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. Journal of Biogeography 27:261-273.
- Peña Zubiate, C. A., D. L. Anderson, M. A. Demmi, J. L. Saenz, and A. D'Hiriart. 1998. Carta de suelos y vegetación de la provincia de San Luis. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, San Luis, Argentina.
- Peters, O., C. Hertlein, and K. Christensen. 2002. A complexity view of rainfall. Physical Review Letters **88**:187011-187014.
- Ploton, P., R. Pélissier, C. Proisy, T. Flavenot, N. Barbier, S. Rai, and P. Couteron. 2012. Assessing aboveground tropical forest biomass using Google Earth canopy images. Ecological Applications 22:993-1003.
- Puigdefabregas, J., A. Sole, L. Gutierrez, G. Del Barrio, and M. Boer. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: Results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. Earth Science Reviews **48**:39-70.
- Raju, N. J., T. V. K. Reddy, and P. Munirathnam. 2006. Subsurface dams to harvest rainwater - A case study of the Swarnamukhi River basin, Southern India. Hydrogeology Journal 14:526-531.
- Ravi, S., D. D. Breshears, T. E. Huxman, and P. D'Odorico. 2010. Land degradation in drylands: Interactions among hydrologic-aeolian erosion and vegetation dynamics. Geomorphology 116:236-245.
- Reid, K. D., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, and L. MacDonald. 1999. Runoff and erosion in a pinon-juniper woodland: Influence of vegetation patches. Soil Science Society of America Journal 63:1869-1879.
- Reynolds, J. F., P. R. Kemp, K. Ogle, and R. J. Fernández. 2004. Modifying the 'pulsereserve' paradigm for deserts of North America: Precipitation pulses, soil water, and plant responses. Oecologia 141:194-210.
- Reynolds, J. F., R. A. Virginia, P. R. Kemp, A. G. De Soyza, and D. C. Tremmel. 1999. Impact of drought on desert shrubs: Effects of seasonality and degree of resource island development. Ecological Monographs 69:69-106.
- Rich, P. M. 1989. A Manual for Analysis of Hemispherical Canopy Photography. Los Alamos National Laboratory.
- Rich, P. M., J. Wood, D. A. Vieglais, K. Burek, and N. Webb. 1999. Guide to Hemiview: Software for Analysis of Hemispherical Photography. Cambridge.
- Ripley, B. D. 2005. Spatial statistics. Wiley. com.
- Rossi, M. J. and J. O. Ares. 2016. Overland flow from plant patches: coupled effects of preferential infiltration, surface roughness and depression storage at the semiarid patagonian monte. Journal of Hydrology 533:603-614.
- Rueda, C. V., G. Baldi, S. R. Verón, and E. G. Jobbágy. 2013. Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco. Ecologia Austral **23**:44-54.
- Sadras, V. and R. Bongiovanni. 2004. Use of Lorenz curves and Gini coefficients to assess yield inequality within paddocks. Field Crops Research **90**:303-310.
- Sadras, V. O. 2003. Influence of size of rainfall events on water-driven processes I. Water budget of wheat crops in south-eastern Australia. Australian Journal of Agricultural Research 54:341-351.

- Sala, O. E. and W. K. Lauenroth. 1982. Small rainfall events: An ecological role in semiarid regions. Oecologia 53:301-304.
- Sala, O. E., W. K. Lauenroth, and W. J. Parton. 1992. Long-term soil water dynamics in the shortgrass steppe. Ecology 73:1175-1181.
- Sala, O. E., W. J. Parton, L. A. Joyce, and W. K. Lauenroth. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. Ecology **69**:40-45.
- Santoni, C. S., E. G. Jobbagy, and S. Contreras. 2010. Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: role of land use. Water Resources Research 46.
- Sanzano, G. A., M. Morandini, C. F. Hernández, H. C. Rojas Quinteros, F. A. Sosa, A. J. Hasán Jalil, G. S. Fadda, and M. R. Devani. 2008. Efecto de la cobertura de rastrojos y las propiedades edáficas superficiales sobre la erosión hídrica en monocultivo de soja. Revista industrial y agrícola de Tucumán 85:23-30.
- Scanlon, B. R. and R. S. Goldsmith. 1997. Field study of spatial variability in unsaturated flow beneath and adjacent to playas. Water Resources Research 33:2239-2252.
- Scanlon, B. R., R. W. Healy, and P. G. Cook. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. Hydrogeology Journal 10:18-39.
- Scanlon, B. R., R. C. Reedy, D. A. Stonestrom, D. E. Prudic, and K. F. Dennehy. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. Global Change Biology 11:1577-1593.
- Schimel, D. S. 2010. Drylands in the earth system. Science 327:418-419.
- Schlesinger, W. H. and S. Jasechko. 2014. Transpiration in the global water cycle. Agricultural and Forest Meteorology **189-190**:115-117.
- Schlesinger, W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia, and W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. Science 247:1043-1048.
- Schwinning, S. and O. E. Sala. 2004. Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. Oecologia **141**:211-220.
- Schwinning, S., O. E. Sala, M. E. Loik, and J. R. Ehleringer. 2004. Thresholds, memory, and seasonality: Understanding pulse dynamics in arid/semi-arid ecosystems. Oecologia 141:191-193.
- Sethna, J. P., K. A. Dahmen, and C. R. Myers. 2001. Crackling noise. Nature 410:242-250.
- Sun, F., M. L. Roderick, and G. D. Farquhar. 2012. Changes in the variability of global land precipitation. Geophysical Research Letters **39**.
- Trenberth, K. E., A. Dai, R. M. Rasmussen, and D. B. Parsons. 2003. The changing character of precipitation. Bulletin of the American Meteorological Society 84:1205-1217+1161.
- Tripaldi, A., M. A. Zárate, S. L. Forman, T. Badger, M. E. Doyle, and P. Ciccioli. 2013. Geological evidence for a drought episode in the western Pampas (Argentina, South America) during the early–mid 20th century. The Holocene 23:1731-1746.
- Tymkiw, P. T. 2010. Estudio técnico de alternativas de abastecimiento de agua al Chaco Central.
- UMSEF. 2008. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de Argentina.
- UNEP. 2009. Rainwater harvesting: a lifeline for human well-being. United Nations Environment Programme.
- Urgeghe, A. M. and S. Bautista. 2014. Size and connectivity of upslope runoff-source areas modulate the performance of woody plants in Mediterranean drylands. Ecohydrology.

- Urgeghe, A. M., D. D. Breshears, S. N. Martens, and P. C. Beeson. 2010. Redistribution of runoff among vegetation patch types: On ecohydrological optimality of herbaceous capture of run-on. Rangeland Ecology and Management **63**:497-504.
- Valentine, K. 1947. Distance from water as a factor in grazing capacity of rangeland. Journal of Forestry **45**:749-754.
- Van Auken, O. W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. Annual Review of Ecology and Systematics **31**:197-215.
- Vera, C., J. Baez, M. Douglas, C. B. Emmanuel, J. Marengo, J. Meitin, M. Nicolini, J. Nogues-Paegle, J. Paegle, O. Penalba, P. Salio, C. Saulo, M. A. Silva Dias, P. Silva Dias, and E. Zipser. 2006. The South American low-level jet experiment. Bulletin of the American Meteorological Society 87:63-77.
- Verdegem, M. C. J., R. H. Bosma, and J. A. J. Verreth. 2006. Reducing water use for animal production through aquaculture. International Journal of Water Resources Development 22:101-113.
- Viglizzo, E., L. Carreño, H. Pereyra, F. Ricard, C. J, and D. Pincés. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. Pages 9-16 in E. Viglizzo, Jobbágy, EG, editor. Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecologico-Ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Viglizzo, E. F., F. Lértora, A. J. Pordomingo, J. N. Bernardos, Z. E. Roberto, and H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 83:65-81.
- Viglizzo, E. F., M. D. Nosetto, E. G. Jobbágy, M. F. Ricard, and F. C. Frank. 2014. The ecohydrology of ecosystem transitions: a meta-analysis. Ecohydrology.
- Viglizzo, E. F., Z. E. Roberto, F. Lértora, E. López Gay, and J. Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 66:61-70.
- Villagra, P. E., M. A. Cony, N. G. Mantován, and B. E. Rossi. 2004. Ecología y manejo de los algarrobales de la provincia fitogeográfica del monte. . La Plata, Argentina.
- Villalba, R., H. R. Grau, J. A. Boninsegna, G. C. Jacoby, and A. Ripalta. 1998. Treering evidence for long-term precipitation changes in subtropical South America. International Journal of Climatology 18:1463-1478.
- Villegas, J. C., D. D. Breshears, C. B. Zou, and D. J. Law. 2010. Ecohydrological controls of soil evaporation in deciduous drylands: How the hierarchical effects of litter, patch and vegetation mosaic cover interact with phenology and season. Journal of Arid Environments 74:595-602.
- Von Hoyer, M., M. Junker, C. Centurion, D. Irrazabal-Soza, F. A. Larroza, S. Farina Larroza, and J. L. Paredes-Rolon. 2000. Sustained water supply by artificial groundwater recharge in the chaco of paraguay. Zeitschrift f
 ür angewandte Geologie:207-215.
- Walker, J. W. and R. Heitschmidt. 1986. Effect of various grazing systems on type and density of cattle trails. Journal of Range Management:428-431.
- Wang, J., H. Yang, L. Li, J. J. Gourley, K. I. Sadiq, K. K. Yilmaz, R. F. Adler, F. S. Policelli, S. Habib, D. Irwn, A. S. Limaye, T. Korme, and L. Okello. 2011. The coupled routing and excess storage (CREST) distributed hydrological model. Hydrological Sciences Journal 56:84-98.
- Wang, Y., Y. Li, X. Ye, Y. Chu, and X. Wang. 2010. Profile storage of organic/inorganic carbon in soil: From forest to desert. Science of the Total Environment 408:1925-1931.

- Weiner, J. and O. T. Solbrig. 1984. The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. Oecologia **61**:334-336.
- Weins, F. 2013. Chaco Paraguayo. Hidrogeología.*in* Uso sustentable de los recursos hídricos para la producción agropecuaria del Chaco Paraguayo, Loma Plata, Paraguay.
- Weltzin, J. F., M. E. Loik, S. Schwinning, D. G. Williams, P. A. Fay, B. M. Haddad, J. Harte, T. E. Huxman, A. K. Knapp, G. Lin, W. T. Pockman, M. R. Shaw, E. E. Small, M. D. Smith, S. D. Smith, D. T. Tissue, and J. C. Zak. 2003. Assessing the Response of Terrestrial Ecosystems to Potential Changes in Precipitation. BioScience 53:941-952.
- Whitford, W. 2002. Caracterization of desert climates.*in* W. Whitford, editor. Ecology of desert systems, MRules, London.
- Wiegand, T. and K. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. Oikos **104**:209-229.
- Wilcox, B. P. 2002. Shrub control and streamflow on rangelands: A process based viewpoint. Journal of Range Management **55**:318-326.
- Wilcox, B. P. and D. D. Breshears. 1995. Hydrology and ecology of pinyon-juniper woodlands: conceptual framework and field studies. Desired future conditions for pinyon-juniper ecosystems. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Flagstaff, Arizona, USA:109-119.
- Wilcox, B. P., D. D. Breshears, and C. D. Allen. 2003a. Ecohydrology of a resourceconserving semiarid woodland: Effects of scale and disturbance. Ecological Monographs 73:223-239.
- Wilcox, B. P., D. D. Breshears, and H. J. Turin. 2003b. Hydraulic conductivity in a piñon-juniper woodland: Influence of vegetation. Soil Science Society of America Journal 67:1243-1249.
- Wilcox, B. P. and Y. Huang. 2010. Woody plant encroachment paradox: Rivers rebound as degraded grasslands convert to woodlands. Geophysical Research Letters 37.
- Wilcox, B. P. and M. K. Wood. 1989. Factors influencing interrill erosion from semiarid slopes in New Mexico. Journal of Range Management **42**:66-70.
- Wilson, G. V. and R. J. Luxmoore. 1988. Infiltration, macroporosity, and mesoporosity distributions on two forest watersheds. Soil Science Society of America Journal 52:329-335.
- Williams, D. G., W. Cable, K. Hultine, J. C. B. Hoedjes, E. A. Yepez, V. Simonneaux, S. Er-Raki, G. Boulet, H. A. R. De Bruin, A. Chehbouni, O. K. Hartogensis, and F. Timouk. 2004. Evapotranspiration components determined by stable isotope, sap flow and eddy covariance techniques. Agricultural and Forest Meteorology 125:241-258.
- Yahdjian, L. and O. E. Sala. 2006. Vegetation structure constrains primary production response to water availability in the patagonian steppe. Ecology **87**:952-962.
- Yaseef, N. R., D. Yakir, E. Rotenberg, G. Schiller, and S. Cohen. 2010. Ecohydrology of a semi-arid forest: Partitioning among water balance components and its implications for predicted precipitation changes. Ecohydrology 3:143-154.
- Yu, M., Q. Gao, H. E. Epstein, and X. Zhang. 2008. An ecohydrological analysis for optimal use of redistributed water among vegetation patches. Ecological Applications 18:1679-1688.
- Zhang, L., W. R. Dawes, and G. R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research 37:701-708.

- Zhang, Q., C. Y. Xu, M. Gemmer, Y. D. Chen, and C. Liu. 2009a. Changing properties of precipitation concentration in the Pearl River basin, China. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 23:377-385.
- Zhang, S., G. Carmi, and P. Berliner. 2013. Efficiency of rainwater harvesting of microcatchments and the role of their design. Journal of Arid Environments 95:22-29.
- Zhang, Y., D. Chen, L. Chen, and S. Ashbolt. 2009b. Potential for rainwater use in high-rise buildings in Australian cities. Journal of Environmental Management 91:222-226.