

Impacto hidrológico de distintas estrategias agrícolas en el Chaco

Semiárido

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

Raúl Giménez

Ingeniero Agrónomo - Universidad de Buenos Aires - 2005

Grupo de Estudios Ambientales, Instituto de Matemática Aplicada
(GEA/IMASL – CONICET)



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Esteban G. Jobbágy
Ing. Agrónomo (FAUBA)
MSc Recursos Naturales (FAUBA)
PhD Biology (Duke University)

Co-director

Jorge L. Mercau
Ing. Agrónomo (FAUBA)
MSc Recursos Naturales (FAUBA)

Consejero de Estudios

Federico E. Bert
Ing. Agrónomo (FAUBA)
Doctor en Ciencias Agropecuarias (FAUBA)

JURADO DE TESIS

JURADO

Miguel Angel Taboada

Ingeniero Agrónomo (FAUBA)
Doctor en funcionamiento de ecosistemas y agroecosistemas
(Instituto Nacional Politécnico de Toulouse)

JURADO

Paula Inés Campanello

Lic. en Ciencias Biológicas (FCEyN, UBA)
Doctora en Biología (UBA)

JURADO

José Luis Costa

Ing. Agrónomo (FAUBA)
Doctor of Philosophy (North Dakota State University)

Fecha de defensa de la tesis: 11 de MARZO de 2016

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecer a mi comité consejero, quienes desde el primer momento supieron entender y responder a mis necesidades y con esfuerzo, trabajo y dedicación hicieron posible que esta tesis se concrete en tiempo y forma. A Jorge Mercau quien en primera instancia confió en mí para llevar adelante este trabajo, me impulsó a mudarme a San Luis y me acompañó en todo momento. A Esteban Jobbágy que con su optimismo y empuje me dio la confianza para realizar esta tesis en plazos impensados y quien me enseñó a encarar la ciencia de otra manera, sin pensar en las limitaciones técnico-operativas y buscando el valor de aproximaciones complementarias e indirectas para abordar un mismo problema. Los dos se han complementado perfectamente, no sólo en sus roles de director y co-director (que desempeñaron indistintamente), sino además en las fortalezas que caracterizan la experticia de cada uno: el análisis global y el detalle, el conocimiento de los sistemas agrícolas y del funcionamiento ecosistémico, la visión ambiental y la productiva. A Federico Bert, por su enorme predisposición y valiosas contribuciones. Teniendo una vaga noción de su dedicación al trabajo no deja de sorprenderme la velocidad y profundidad con que respondió cada vez que lo consulté, siempre con contribuciones muy útiles y claras. Su incorporación fue sin dudas uno de los grandes aciertos de esta tesis. No conozco otro caso que haya combinado, en un mismo comité de tesis, la máxima idoneidad a la que un tesista pueda aspirar para su tema de estudio con el altísimo nivel de compromiso que han manifestado cada uno de los consejeros. Realmente fue un privilegio trabajar con ellos y espero seguir aprendiendo y colaborando con ellos en el futuro.

En segundo lugar, pero no menos importante, quiero agradecer el acompañamiento incondicional de Sofí y, más recientemente, de Lucía (la patrona y la patroncita). Aun habiendo padecido mis humores durante prácticamente toda mi maestría, y a pesar de la promesa vana de que nunca más iría a embarcarme en un asunto similar, Sofí volvió a acompañarme en el doctorado desde el primer día. Esta vez tuvo que dejar atrás trabajo, familia y amigos para mudarse a San Luis, un lugar que ninguno de los dos conocía, pero a diferencia de mí que venía con una propuesta laboral que me entusiasmaba tanto por el tema como por la gente con que iba a trabajar, ella vino ciega sin saber qué encontraría. Por suerte en San Luis encontramos el lugar en el que ambos queremos vivir, echar raíces y criar nuestros hijos, fue así que Lucía no tardó en llegar. Fue fácil al principio, pero se complicó un poco al final, cuando los plazos y la economía empezaron a apretar y la distancia a los íntimos se sintió más. Ahora, con el horizonte algo más claro, sólo espero saber acompañar a Sofí como ella lo hizo siempre conmigo y encontrar juntos el camino para que ella también pueda trabajar en lo que más le gusta y entusiasmo, y seguir construyendo nuestra familia con mayor tranquilidad.

Agradezco también todo el apoyo y la ayuda recibidos de mis compañeros del GEA (Grupo de Estudios Ambientales). Empezando por su cabeza, Esteban Jobbágy, quien día a día demuestra sus condiciones de líder, promoviendo la cooperación y priorizando el bienestar de los miembros del grupo, en múltiples aspectos que trascienden lo académico. A Pato Magliano, con quien venimos remando mano a mano el doctorado, cada uno en su bote, a fuerza de mates y apoyo mutuo. Amigo y compañero de oficina ideal, las próximas remadas serán en salidas de pesca. Al toro Páez, otro compañero de pesca, de pocas palabras y mucha acción, imprescindible para los muestreos de campo y una gran ayuda en el laboratorio, esta tesis no hubiera sido

posible sin él. A Jorge Mercau y Marce Nosetto quienes también pusieron mucho trabajo físico, además de cabeza, para los muestreos de campo. Al Dr. Hous y al Dr. Baldi, quienes desde el principio facilitaron nuestra integración al grupo brindándonos su amistad y acompañándonos en nuestras primeras expediciones por San Luis. A la Dra. Marce Abraham quien, además, nos guió durante el embarazo de Sofi y recibió a la gordita en su nacimiento. A Fran Murray, Noe y Juana por su enorme generosidad y disposición a ayudar siempre que necesitamos una mano. A Eva, Flavia y Carlita, por reconocer y estar en los momentos difíciles y brindar su consejo y apoyo. A Silvi, Romi y Osvaldo, Vicky y Francois por tantos buenos momentos, dentro y fuera del trabajo y también a Sylvain y Steve (& family) quienes, además, le han aportado muchísimo a esta tesis. A todos muchas gracias por hacer del GEA el lugar en donde y con quienes quiero seguir trabajando.

A la familia Mercau, y más particularmente a Jorge L. Mercau (padre) y Ricardo Mercau por recibirnos tan bien, colaborar con la logística y proveernos de valiosísimos aportes técnicos en cada uno de los viajes a Bandera. También a los productores del CREA Bandera y más particularmente a José Ganem, Alejandro Didges y Gustavo Guede por sus aportes técnicos y por permitirnos acceder a los sitios de muestreo, además de proveernos de datos climáticos, de producción y de manejo de los cultivos. Mi mayor anhelo para esta esta tesis es que sea de utilidad, directa o indirecta, para la toma de decisiones y el manejo del riesgo por parte de los productores. También al Dr. A. Martín y a Wybe Udemá por proporcionarme datos históricos de profundidad y salinidad de napa freática y datos climáticos actuales, respectivamente.

No puedo dejar de agradecer a quienes fueron mi comité de tesis durante la maestría (Edy Ploschuk, Daniel Sorlino y Daniel Bertero) y a mis ex compañeros de la cátedra de Cultivos Industriales de FAUBA, quienes me acompañaron durante mis primeros pasos de formación académica y que sin duda me allanaron el camino del doctorado. A ellos, y también a todo el personal de la EPG, muchísimas gracias.

Finalmente, no queda más que agradecer profundamente a los mismos de siempre, mi familia y amigos (que en su mayoría dejé en Buenos Aires), quienes para bien o para mal me han hecho lo que soy y a quienes extraño muchísimo.

DECLARACION

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

Giménez R, Nosetto M, Mercau JL, Páez R, Jobbágy E. The ecohydrological imprint of deforestation in the semi-arid Chaco: Insights from the last forest relicts of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes* (en prensa).

Giménez R, Mercau JL, Houspanossian J, Jobbágy E. 2015. Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. *Journal of Arid Environments*, **123**: 81-92.

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	iii
DECLARACION	v
INDICE GENERAL	vii
INDICE DE CUADROS	x
INDICE DE FIGURAS	xi
ABREVIATURAS	xiv
RESUMEN	xvii
ABSTRACT	xviii
CAPITULO 1	1
1. Introducción General	2
1.1 Planteo del problema y revisión de antecedentes	2
1.1.1 El dilema ecológico-productivo de la agricultura actual	2
1.1.2. El desafío hidrológico de producir cultivos en llanuras semiáridas	3
1.1.3. Gestión agrícola del recurso hídrico: Estrategias conservativas, intensivas y flexibles	5
1.4. Sistemas agrícolas del Chaco semiárido	7
1.2. Objetivos de la tesis e hipótesis de trabajo	9
1.2.1. Objetivo general	9
1.2.2. Objetivos específicos	9
1.2.3. Hipótesis de trabajo	10
1.3. Organización de la tesis	10
CAPITULO 2	13
2. Dinámica vertical del agua y las sales en un paisaje altamente cultivado del Chaco semiárido	14
2.1. Introducción	14
2.2. Materiales y Métodos	16
2.2.1 Area de estudio	16
2.2.2 Sitios de muestreo	18
2.2.3 Procedimiento de muestreo	21
2.2.4 Determinaciones de laboratorio	22
2.2.5 Mediciones geoeléctricas	23
2.2.6 Mediciones continuas del nivel freático	23
2.2.7 Estimación del drenaje y/o la recarga	24
2.2.7.1 Estimación de drenaje por desplazamiento del frente de cloruros	24
2.2.7.2 Estimación del drenaje a partir de fluctuaciones freáticas	26
2.2.8 Análisis de los resultados	26

2.3. Resultados	27
2.3.1 Cambios registrados en los sitios de mayor historia agrícola	27
3.2 Situación de lotes agrícolas más recientes	30
2.3.3 Exploración geoeléctrica.....	31
2.3.4 Fluctuación temporal del nivel freático	34
2.4. Discusión.....	35
2.5. Conclusión	38
CAPITULO 3.....	39
3. Evolución productiva e hidrológica de la agricultura del Chaco Seco en la última década.....	40
3.1 Introducción	40
3.2 Materiales y Métodos.....	43
3.2.1 Fuentes de información.....	43
3.2.2 Descripción del área de Estudio.....	44
3.2.2.1 Caracterización agroclimática del área de estudio.....	44
3.2.3 Análisis realizados con información de sensores remotos.....	45
3.2.3.1 Obtención y pre-procesamiento de imágenes satelitales.....	45
3.2.3.2 Clasificación de coberturas por árbol de decisión	46
3.2.3.3 Validación de las clasificaciones	48
3.2.4 Modelo de balance hídrico del suelo.....	49
3.2.4.1 Parámetros y variables de entrada del modelo.....	50
3.2.4.2 Modelado de flujos hidrológicos	51
3.2.5. Análisis del riesgo productivo y ecohidrológico.....	55
3.3 Resultados	57
3.3.1 Cambios recientes en la vegetación del área de estudio	57
3.3.1.1 Cambios de uso de suelo.....	57
3.3.1.2 Cultivos sembrados	58
3.3.1.3 Tendencias en los Grupos Fenológicos de Cultivos (GFC).....	59
3.3.2. Riesgo productivo de los sistemas agrícolas.....	60
3.3.2.1 Análisis del riesgo productivo de los Grupos Fenológicos de Cultivos	60
3.3.2.2 Resultados productivos durante el período estudiado.....	66
3.3.3 Riesgo hidrológico de los sistemas productivos.....	68
3.3.3.1 Flujos hidrológicos según coberturas.....	68
3.3.3.2 Consecuencias hidrológicas del manejo actual.....	71
3.4 Discusión.....	73
3.5 Conclusión	76
CAPITULO 4.....	77

4. Potenciales compromisos hidrológico-productivos en los sistemas agrícolas del Chaco semiárido.....	78
4.1. Introducción.....	78
4.2. Materiales y métodos.....	80
4.2.1 Descripción de la región de estudio.....	80
4.2.2 El modelo de Balance Hídrico.....	81
4.2.2.1 Índice de Estrés Hídrico.....	83
4.2.2.2 Variables de entrada del modelo.....	83
4.2.3 Análisis de las salidas del modelo.....	84
4.2.4 Sensibilidad del modelo.....	85
4.3.1. Análisis espacial de las estrategias de cultivo.....	86
4.3.2. Análisis temporal del drenaje.....	88
4.3.3. Influencia del contenido hídrico inicial sobre los riesgos productivo y ecohidrológico.....	90
4.3.4. Secuencias de cultivo flexibles para reducir el compromiso entre riesgos productivos e hidrológicos.....	92
4.3.5. Análisis de sensibilidad del modelo.....	93
4.4. Discusión.....	94
4.5. Conclusión.....	98
CAPITULO 5.....	99
5. Discusión General.....	100
5.1 Desarrollo de la tesis en relación a las hipótesis planteadas.....	100
5.2 Consideraciones sobre la metodología empleada.....	103
5.3 Situación de Bandera en relación al Chaco semiárido.....	104
5.4 Lecciones y reflexiones de la tesis.....	106
Apéndice I: Tendencias en el manejo del cultivo de Soja.....	109
I.1 Fecha de siembra.....	109
I.2 Longitud de ciclo.....	110
I.3 Utilización en sistemas de doble cultivo.....	111
Apéndice II: Validación de la clasificación de coberturas por sensores remotos.....	113
II.1 Validación a escala departamental.....	113
II.2 Validación de la clasificación por Grupos Fenológicos, con datos de lotes de producción.....	113
6. Bibliografía.....	115

INDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1: Detalle de las perforaciones realizadas en los sitios de muestreo.	20
Cuadro 2.2: Comparación de la zona vadosa y napa freática entre parcelas de monte nativo y lotes agrícolas de larga historia de uso.....	28
Cuadro 2.3: Condición hidrológica de parches de monte y de lotes agrícolas de desmonte reciente (6 a 20 años).....	30
Cuadro 2.4: Análisis de correlación entre tres mediciones de conductividad aparente medidas por geoelectrónica y parámetros de suelo relacionados determinados en laboratorio	31
Cuadro 3.1: Parámetros fenológicos de los GFC durante las campañas 2001/02, 2002/03, 2011/12 y 2012/13	62
Cuadro 3.2: Condiciones ambientales exploradas por los GFC durante 4 campañas ...	65
Cuadro 4.1: Coeficientes de cultivo (Kc) mensuales para los diferentes esquemas analizados en este trabajo: invierno, primavera, verano, verano tardío, doble cultivo invierno-verano.	84
Cuadro II.1: Matriz de confusión para evaluar la precisión de la clasificación por Grupos Fenológicos de Cultivos (GFC) y pasturas.	114

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Núcleos productivos del Chaco semiárido. Izq: Imagen satelital actual donde se detallan las diferentes provincias/departamentos que integran la región. Der: Distribución de los lotes según el momento en que se pusieron en producción (desmonte) y la precipitación media anual (1959-2002).....	8
Figura 2.1: Ubicación del área de estudio en la ecorregión Chaco semiárido (a) y detalle de la misma en la actualidad (b) y en el pasado (1972, c).....	18
Figura 2.2: Ubicación de las perforaciones realizadas en el área de estudio.....	21
Figura 2.3: a) Relación entre la profundidad de la napa freática de lotes de larga historia de uso agrícola y la de su respectivo par de monte nativo; b) Relación entre la conductividad eléctrica y la profundidad de la napa freática en parches de monte nativo y lotes agrícolas.....	28
Figura 2.4: Perfiles de concentración de cloruros en la solución de la zona vadosa del suelo y en la napa freática bajo condición de monte nativo y de agricultura en 5 sitios pareados (S1 a S5).....	29
Figura 2.5: Perfil de cloruros en la solución de la zona vadosa de suelos bajo monte y lotes de cultivos de diferente tiempo desde el desmonte para los sitios S1 (a) y S6 (b).31	31
Figura 2.6: Trayectos relevados por inducción electromagnética en los sitios S1 (a), S5 (b), y S6 (c).....	32
Figura 2.7: Conductividad eléctrica aparente medida por inducción electromagnética (EMI) en lotes agrícolas y parches de monte de tres sitios de muestreo.....	33
Figura 2.8: Nivel freático diario registrado en un período de 15 meses (mayo de 2013 a julio de 2014) en tres perforaciones del sitio S6	35
Figura 2.9: Precipitación y variación diaria del nivel freático en un parche de monte (a) y en un lote agrícola (b).....	35
Figura 3.1: Esquema de un árbol de decisión para la clasificación de coberturas de una campaña.....	47
Figura 3.2: Patrones estacionales de EVI de los grupos fenológicos de cultivos agrícolas (GFC) identificados en la región de estudio.....	48
Figura 3.3: Esquema del modelo de balance hídrico de dos compartimientos.....	50
Figura 3.4: a) Mapa del área de estudio donde se detalla la variabilidad espacial en la pluviometría media (campañas 2000/01 a 2013/14) registrada con los píxeles TRMM; b) Variación temporal en la pluviometría en el período analizado.....	51
Figura 3.5: Esquema del modelo de balance hídrico, donde se detallan los inputs y las fórmulas empleadas para simular los distintos procesos hidrológicos.....	54
Figura 3.6: Ejemplo de determinación de parámetros fenológicos de los cultivos de un píxel en dos campañas (2011/12 y 2012/13).....	56
Figura 3.7: Cambios en el uso del suelo ocurridos en los departamentos Gral Taboada y Belgrano (Santiago del Estero) entre las campañas 2000/01 y 2013/14: a) cambios relativos en los tipos de cobertura; b) área sembrada con diferentes cultivos estivales; c) cambios relativos en los grupos fenológicos de cultivos empleados; d) área sembrada con cultivos invernales.....	59

Figura 3.8: Variación del rendimiento potencial de los cultivos trigo, girasol, maíz y soja en función de la fecha de siembra en la localidad de Bandera (42 campañas).....	61
Figura 3.9: Boxplot del rendimiento de soja obtenido por los productores del CREA-Bandera durante ocho campañas.....	66
Figura 3.10: Rendimiento de soja de primera obtenido por el CREA-Bandera en campañas buenas, malas o muy malas, en función de la fecha de siembra.....	67
Figura 3.11: Rendimiento de los principales cultivos sembrados en los departamentos Gral. Taboada y Belgrano entre las campañas 2000/01 a 2013/14, en función del rendimiento de soja en las mismas campañas.....	68
Figura 3.12: Cantidad simulada de esorrentía (a) , evaporación (b) , transpiración (c) y drenaje (d) en función de la precipitación de una campaña.....	69
Figura 3.13: Evapotranspiración de los seis GFC (Inv , Prim , Ver , VerT , InVer y PrimVer), las pasturas (Past) y el suelo sin sembrar (Suelo) en función de la precipitación efectiva de las campañas.....	71
Figura 3.14: Variación interanual en el nivel medio de precipitación, evapotranspiración, drenaje y esorrentía del área de estudio entre las campañas 2000/01 y 2012/13.....	72
Figura 3.15: Variación espacial en el drenaje promedio del área de estudio (mm campaña ⁻¹), para el período comprendido entre las campañas 2000/01 y 2012/13.....	73
Figura 4.1: Mapa de la región de estudio.....	81
Figura 4.2: a) Índice de estrés hídrico; b) Déficit hídrico durante el período crítico de los cultivos; c) Agua útil al inicio del período crítico; d) Drenaje medio anual y e) Agua útil residual para un esquema de cultivo de verano en el Chaco semiárido.....	86
Figura 4.3: a) Índice de estrés hídrico; b) Déficit hídrico durante el período crítico de los cultivos; c) Agua útil al inicio del período crítico; d) Drenaje medio anual y e) Agua útil residual de diferentes esquemas de cultivo en relación a los mismos parámetros para un esquema de cultivo de verano en el Chaco semiárido.....	88
Figura 4.4: Drenaje acumulado (1959-2002) con tres esquemas de cultivo (verano, verano tardío y doble cultivo invierno-estival) en relación a la precipitación anual y el agua útil al inicio de la campaña en cuatro sitios de estudio: a) Tartagal, b) Tucumán, c) Bandera y d) Loma Plata.....	90
Figura 4.5: Índice de estrés hídrico y drenaje medio anual de tres esquemas de cultivo (verano; verano tardío; doble cultivo invierno-estival) en función del agua útil al inicio de la campaña (1-Jun) en cinco sitios de estudio.....	92
Figura 4.6: a) Índice de estrés hídrico promedio y b) Drenaje medio anual para una secuencia de cultivos flexible en relación a los mismos parámetros de una secuencia fija de cultivos de verano en 3 subáreas del Chaco semiárido de características pluviométricas diferentes.....	93
Figura 4.7: Índice de estrés hídrico promedio y drenaje medio anual para el esquema de cultivo de verano resultantes de variaciones de un 50% en los valores de algunos inputs del modelo: esorrentía , evaporación durante el barbecho y capacidad de almacenaje hídrico del suelo.....	94
Figura I.1: Fecha de siembra de soja de primera de lotes de producción del CREA-Bandera (8 campañas).....	109

Figura I.2: Grupos de madurez de soja utilizados por los productores del CREA Bandera durante las 8 campañas analizadas.....	110
Figura I.3: Efecto de la fecha de siembra sobre la duración del ciclo de diferentes grupos de madurez de soja, estimada como el tiempo transcurrido entre la siembra y la cosecha del cultivo	111
Figura I.4: Cultivos antecesores a la soja en los lotes de producción de la red de ensayos del CREA Bandera durante las 8 campañas analizadas.	112
Figura II.1: Relación entre la superficie sembrada con cultivos invernales o estivales estimada con sensores remotos y la reportada en estadísticas oficiales de SIIA y ProReNOA.	113

ABREVIATURAS

AP	Alto Paraguay
AS	Agua almacenada en el suelo
ASI	Agua almacenada en el estrato superficial del suelo
ASH	Agua almacenada en el estrato subsuperficial del suelo
AS_{ini}	Agua almacenada en el suelo al inicio del cultivo
AU	Agua útil
AU_{ini}	Agua útil al inicio de la campaña
AU_{max}	Capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo
AU_{PC}	Agua útil al inicio del período crítico
AU_{res}	Agua útil residual (al final de la campaña)
AU_u	Umbral de Agua útil por debajo del cual se afecta la transpiración
Bb	Barbecho
BH_{PC}	Balance hídrico ambiental del período crítico
BN	Bandera
CE_{1:2}	Conductividad eléctrica en solución 1:2
CEa	Conductividad eléctrica aparente (medida con geoelectrica)
CEa₁	Conductividad eléctrica aparente (hasta 2,2 m)
CEa₂	Conductividad eléctrica aparente (hasta 4.2 m)
CEa₃	Conductividad eléctrica aparente (hasta 6.7 m)
CEe	Conductividad eléctrica del extracto de saturación
CE_{WT}	Conductividad eléctrica de napa freática
Cl_{1:2}	Concentración de cloruros en solución 1:2
Cl_{sc}	Concentración de cloruros en la solución del suelo
Cl_{suelo}	Cantidad de cloruros almacenados en la zona vadosa del suelo
Cl_{WT}	Concentración de cloruros en napa freática
CRH	Capacidad de retención hídrica
DFI	Índice de combustible vegetal (biomasa muerta)
DH_{PC}	Déficit hídrico durante período crítico (ET-PP _{ef})
Dr	Drenaje profundo
Dr*	Estimación conservativa de drenaje profundo (cuando no hay frente de cloruros bajo agricultura)
Esc	Escorrentía
ET	Evapotranspiración
ET₀	Evapotranspiración de referencia
ET_{0_PC}	Evapotranspiración de referencia media del período crítico
Ev	Evaporación
EVI	Índice de vegetación mejorado
GFC	Grupo Fenológico de Cultivo
GM	Grupo de madurez (soja)
Hg	Humedad gravimétrica
Hv	Humedad volumétrica
IEH	Índice de estrés hídrico
Inv	Cultivo (o Grupo fenológico) de ciclo invernal
InVer	Grupo fenológico de doble cultivo, invernal y estival
InVer(Inv)	Componente invernal del grupo fenológico invierno-estival
InVer(Ver)	Componente estival del grupo fenológico invierno-estival
Kc	Coefficiente de cultivo
Kcb	Coefficiente basal de cultivo

Kcbmax	Coeficiente basal de cultivo en plena cobertura
Kc_{eWet}	Factor de evaporación del suelo mojado
Ke	Coeficiente de evaporación
Kr	Coeficiente de reducción de evaporación (por humedad del suelo)
Krast	Coef. de reducción de evaporación por cobertura de rastrojos
K_{stress}	Coef. de estrés hídrico
Lim H₂O	Limitación de rendimiento por disponibilidad hídrica
Lim Rad	Limitación de rendimiento por captura de radiación (cobertura subóptima)
Lim Rad	Limitación de rendimiento por captura de radiación y disponibilidad hídrica
LP	Loma Plata
NDVI	Índice de vegetación de la diferencia normalizada
Past	Pastura, pastizal o recurso forrajero
PC	Período crítico para la determinación del rendimiento (cultivos)
Perc	Percolación
Prim	Cultivo (o Grupo fenológico) de ciclo primaveral
PrimVer	Grupo fenológico de doble cultivo, primaveral y estival
PrimVer(Prim)	Componente primaveral del grupo fenológico primavero-estival
PrimVer(Ver)	Componente estival del grupo fenológico primavero-estival
Pf	Peso fresco de una alícuota de suelo
Pp	Precipitación
PP_ciclo	Precipitación acumulada durante el ciclo del cultivo
PP_PC	Precipitación acumulada durante el período crítico del cultivo
Pp_{Ef}	Precipitación efectiva
Pp_{EfPC}	Precipitación efectiva durante el período crítico
Pr_{WT}	Profundidad de la napa freática
Ps	Peso seco de una alícuota de suelo
R	Recarga
Rec	Condición hidrológica de recarga (lavado de cloruros y/o ascenso freático)
S1(1 a 6)	Sitio de muestreo 1, (1 a 6)
S1A1	Sitio de muestreo 1, perforación 1 en agricultura (A)
S1A*	Sitio de muestreo 1, agricultura (A) sin perforación (*)
S1M1	Sitio de muestreo 1, perforación 1 en el monte (M)
S1P1	Sitio de muestreo 1, perforación 1 en pastura (P)
Sy	Rendimiento específico del acuífero
t1	Momento de desmonte
t2	Momento de muestreo
TL	Tartagal
TM	Tucumán
Tmax	Temperatura máxima
Tmax_PC	Cantidad de días del período crítico con Tmax ≥ 35°C
Tmin	Temperatura mínima
Tmin_ciclo	Cantidad de días durante el ciclo del cultivo con Tmin ≤ 4°C
Tr	Transpiración
TrI	Transpiración desde el estrato superficial
TrII	Transpiración desde el estrato subsuperficial
T_{rec}	Tiempo estimado para que ocurra recarga freática
Ver	Cultivo (o Grupo fenológico) de ciclo estival

VerT	Cultivo (o Grupo fenológico) de ciclo estival de siembra tardía
v_{FC}	Velocidad del desplazamiento aparente del frente de cloruros
WDRVI	Índice de vegetación de rango ampliado
z	Profundidad del estrato de suelo
z1	Profundidad del frente de cloruros bajo el monte
z2	Profundidad del frente de cloruros bajo agricultura/pastura
↓CI	Desplazamiento del frente de cloruros sin drenaje
Θ_w	Humedad volumétrica media del estrato lavado de cloruros
ΘCC	Humedad volumétrica en capacidad de campo
ΘPMP	Humedad volumétrica en punto de marchitez permanente
ΘSC	Humedad volumétrica del suelo seco al aire
ρ_{IRc}	Reflectancia en el infrarrojo cercano
ρ_{Rojo}	Reflectancia en el rojo
ρ_{Azul}	Reflectancia en el azul
ρ₁ (1, 2, 6, 7)	Reflectancia banda 1 (2, 6 ó 7) del sensor MODIS

RESUMEN

Impacto hidrológico de distintas estrategias agrícolas en el Chaco Semiárido

En las últimas décadas, el Chaco semiárido sudamericano ha sido intensamente deforestado para producir cultivos agrícolas y pasturas. En planicies semiáridas de muy escaso relieve, el reemplazo de la vegetación perenne nativa por cultivos anuales, de menor capacidad evapotranspirativa, puede alterar el balance hidrológico generando pulsos de drenaje profundo, originalmente inexistentes, que pueden desencadenar procesos de recarga, ascenso freático y salinización secundaria. A su vez, la magnitud y frecuencia de los eventos de drenaje dependen de las prácticas de manejo agrícola empleadas por los productores. Las prácticas que hacen un uso más exhaustivo del agua disponible contribuirían a reducir el drenaje y el riesgo de salinización, pero representan un mayor riesgo productivo en años secos. Por otro lado, las prácticas más conservativas tienden a estabilizar la producción con esquemas de menores requerimientos hídricos pero son más propensas a generar drenaje, especialmente en años húmedos. El objetivo de esta tesis fue entender el impacto hidrológico de la agricultura en el Chaco semiárido y analizar la posibilidad de manejar la hidrología de los agroecosistemas para conciliar objetivos productivos y ambientales. Mediciones de campo en Bandera, uno de los principales polos agrícolas de la región, permitieron constatar una situación de alto riesgo de salinización secundaria determinado por altos niveles de salinidad del suelo, napas salinas cercanas a la superficie y procesos de recarga freática en lotes agrícolas, no detectados en los escasos relictos de bosque nativo. Análisis biofísicos con sensores remotos e información provista por productores locales, permitieron identificar los principales esquemas de cultivo empleados y estimar el riesgo productivo y el drenaje generado en cada uno de ellos ante situaciones de diferente oferta hídrica. Finalmente, un balance hídrico regional permitió detectar las zonas más vulnerables de la región y evaluar los beneficios productivos e hidrológicos de alternar manejos conservativos o intensivos según la oferta hídrica esperada.

Palabras clave: agricultura, desmonte, salinización secundaria, drenaje profundo, estrategias agrícolas, riesgo productivo, planicies semiáridas

ABSTRACT

Hydrologic impacts of different farming systems in the semi-arid Chaco

During the last decades, the semi-arid Chaco of South America has been intensively deforested to establish crops and pastures. In semiarid plains, the replacement of native dry forest with annual crops may alter the hydrologic balance onsetting deep drainage water fluxes which can lead to the development of recharge, groundwater rising and dryland salinity processes. The magnitude and frequency of deep drainage events is determined by crop management practices: On the one hand, intensive cropping practices that use available water exhaustively tend to reduce deep drainage and dryland salinity propensity, but are very exposed to high production risks in dry years. On the other hand, more conservative practices rely on crop schemes of low water requirements to secure a minimum production output and stabilize crop yields but are prone to deep drainage, specially in wet years. The aim of this work was to assess the hydrologic impact of agriculture in the semi-arid Chaco and to explore the possibility of managing cropping systems to reduce emerging trade-offs between environmental and production objectives. Field measurements performed in Bandera, one of the main agricultural clusters in the region, indicated a high dryland salinity risk given the soil salinity levels, the relatively shallow saline water tables and the evidences of groundwater recharge on agricultural plots, not detected under dry forest remnants. Remote sensing analyses and crop management information provided by local farmers were used to identify the main cropping schemes in the area and to estimate their productive risk and deep drainage water loses, in 13 years of different water offer. Finally, a regional water balance was used to detect the most vulnerable zones across the region, and to assess the productive and hydrologic benefits of using flexible crop schemes that alternate conservative and intensive crop practices according to the expected water offer.

Keywords: agriculture, deforestation, dryland salinity, deep drainage, farming systems, production risk, semi-arid plains

CAPITULO 1

Introducción General

1. Introducción General

1.1 Planteo del problema y revisión de antecedentes

1.1.1 El dilema ecológico-productivo de la agricultura actual

El principal desafío de la agricultura moderna, y de las ciencias agrarias en general, es el de seguir incrementando los niveles de producción para abastecer a la creciente demanda global de alimentos, fibras, combustibles y otros productos agropecuarios, sin afectar o minimizando su impacto sobre la calidad ambiental y los recursos naturales (Matson et al. 1997, Tilman et al. 2002, Cassman et al. 2003, Connor et al. 2011a). Históricamente, la humanidad ha sostenido el crecimiento de la producción a través de procesos de expansión y (más recientemente) de intensificación de la actividad agropecuaria (Gregory et al. 2002, Lambin et al. 2003, Wani et al. 2009). La expansión consiste en la incorporación a la producción de nuevas tierras antes ocupadas por ecosistemas naturales, mientras que la intensificación se basa en una mayor aplicación de insumos y tecnología sobre las tierras agrícolas existentes para aumentar el aprovechamiento de los recursos y la productividad por unidad de superficie (Matson et al. 1997, Cassman 1999). Ambos procesos han sido asociados a diferentes fenómenos de degradación ambiental (Matson et al. 1997, Gregory et al. 2002). Por un lado, el reemplazo de ecosistemas naturales (bosques, sabanas, humedales, etc.) por agroecosistemas más simplificados y especializados en la producción, puede afectar la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, como la regulación hidrológica, climática y de los ciclos biogeoquímicos, el mantenimiento de la fertilidad del suelo y de la biodiversidad nativa y su hábitat, entre otros (Tilman et al. 2002, Cassman et al. 2003). Por su parte, a la intensificación agrícola también se le atribuyen impactos ambientales de efecto local (i.e. aumento de la erosión o reducción de la fertilidad del suelo), regional (i.e. contaminación del agua subterránea o eutricación de cuerpos de agua superficiales) o global (i.e. generación de gases de efecto invernadero) (Matson et al. 1997, Gregory et al. 2002). Si bien existe consenso de que una “intensificación ecológica” de los sistemas productivos, basada en la integración del conocimiento agrícola tradicional más los nuevos aportes de la ecología y el funcionamiento ecosistémico, contribuirá a satisfacer la demanda de agroalimentos, reduciendo el deterioro ambiental y la presión de la expansión agrícola sobre áreas marginales más frágiles; la necesidad de incorporar nuevas tierras a agricultura parece ineludible (Matson et al. 1997, Cassman 1999, Cassman et al. 2003, Rockström et al. 2007, Lambin et al. 2013).

El Chaco semiárido sudamericano constituye un escenario propicio para abordar conflictos emergentes entre intereses productivos y ecológicos, y para analizar cómo manejar las potenciales consecuencias ambientales de la expansión/intensificación agrícola en la región (Grau et al. 2008, Recatalá Boix y Zinck 2008a, Recatalá Boix y Zinck 2008b). Por un lado, es un activo frente de expansión agrícola, ya que es una de las pocas regiones del mundo que aún presenta grandes extensiones de suelo virgen sin mayores restricciones edáficas y climáticas para la agricultura moderna (Grau et al. 2005b, Izquierdo y Grau 2009, Martinelli 2012, Lambin et al. 2013). Por el otro, es una ecorregión prioritaria para la conservación dado que es hábitat de numerosas especies vegetales y animales (varias endémicas) y constituye el mayor remanente del bioma de bosque seco neotropical, uno de los más amenazados del mundo (Eva et al. 2004, Grau et al. 2008, Recatalá Boix y Zinck 2008b, Clark et al. 2010, Hansen 2013). Dada la importancia de la producción agropecuaria en la economía de los países de la región

(Argentina, Paraguay y Bolivia), en las últimas décadas se ha registrado un creciente aumento del área desmontada para establecer cultivos y pasturas (Zak et al. 2004, Grau et al. 2005b, Boletta et al. 2006, Grau et al. 2008, Killeen et al. 2008, Huang et al. 2009, Clark et al. 2010, Paruelo et al. 2011, Volante et al. 2012, Caldas et al. 2013, Gasparri et al. 2013, Vallejos et al. 2014). Este proceso se vio potenciado por una relación de precios favorable entre los principales *commodities* y el valor de la tierra y su habilitación, la incorporación de tecnología que aumenta el rendimiento y reduce los costos productivos (siembra directa + soja GM + glifosato) y la ocurrencia de un período de alta pluviosidad; comenzando en los márgenes más húmedos y de mejores suelos de la región, pero avanzando sobre zonas cada vez más frágiles y de mayor riesgo productivo (Grau et al. 2005b, Gasparri y Grau 2009, Adámoli et al. 2011, Murgida et al. 2014).

Si bien desde el sector productivo generalmente se celebra la incorporación de nuevas tierras al mapa agrícola/ganadero, la comunidad científica y la sociedad en general muestran una creciente preocupación sobre los riesgos ambientales que conllevan los actuales cambios de uso del suelo (Ginzburg et al. 2007, Adámoli et al. 2011, Paruelo et al. 2011, Vallejos et al. 2014). En los últimos años, se han publicado numerosos trabajos alertando sobre la magnitud, tasa y potenciales impactos de la deforestación en distintos frentes de la región, y sobre la necesidad de desarrollar políticas y controles para reducirla y ordenarla y preservar los ecosistemas boscosos naturales (Boletta et al. 2006, Killeen et al. 2008, Gasparri y Grau 2009, Huang et al. 2009, Volante et al. 2012, Amdan et al. 2013, Vallejos et al. 2014). Por otra parte, es notable la escasez de trabajos abocados a buscar soluciones desde un enfoque productivista, ya sea identificando las zonas de la región más idóneas para cultivar, de modo de minimizar el impacto de la todavía muy activa expansión de la frontera agrícola en la región (Grau et al. 2008, Recatalá Boix y Zinck 2008a, Recatalá Boix y Zinck 2008b, Jobbágy 2010); o bien analizando alternativas de manejo para aumentar la productividad y sustentabilidad (*i.e.* intensificación sustentable) de los núcleos agrícolas ya establecidos (Giménez et al. 2015). En respuesta a esta necesidad, en esta tesis se procurará conciliar objetivos productivos y ambientales, analizando alternativas para mejorar la productividad de los sistemas agrícolas de la región, y a la vez mantener una de las funciones ecosistémicas más sensibles al cambio de uso de las llanuras semiáridas: la regulación hidrológica (Jobbágy et al. 2008, Jobbágy 2010).

1.1.2. El desafío hidrológico de producir cultivos en llanuras semiáridas

El agua es el principal factor limitante para la producción de cultivos en sistemas agrícolas de secano de ambientes semiáridos y subhúmedos (Debaeke y Aboudrare 2004, Nielsen et al. 2005, Tanaka et al. 2007, Rockström et al. 2009, Wani et al. 2009). Sin embargo, a diferencia de las regiones áridas donde la oferta hídrica es insuficiente para realizar cualquier cultivo, no es tanto la cantidad de agua lo que dificulta la producción en estos ambientes, sino la variabilidad espacial y temporal en su disponibilidad (Stewart y Hash 1982, Stewart 1988, Wani et al. 2009, Rockström et al. 2010, Connor et al. 2011b). Además de presentar alta variabilidad interanual (c.v. >25%), las lluvias de cada año suelen tener una distribución estacional heterogénea concentrándose en pocos eventos, algunos de muy alta intensidad, que determinan la recurrencia de períodos de déficit hídrico de distinta duración y magnitud, aún en años de alta pluviometría (Rockström y Barron 2007, Wani et al. 2009, Rockström et al. 2010, Hansen et al. 2012). Esta variabilidad determina que, aún bajo un mismo sistema

de manejo, haya años en que los cultivos están muy cerca de lograr su máximo rendimiento alcanzable, mientras que en otros años se produzca la pérdida total de los cultivos (Bowden 1979, Connor 2004, Hansen et al. 2012). De esta manera, la lluvia representa no sólo un insumo clave para la producción agrícola de secano sino, además, uno de los principales componentes estocásticos de variabilidad e incertidumbre para el resultado productivo y económico de las empresas agropecuarias (Bert et al. 2006, Wani et al. 2009, Rockström et al. 2010).

Además del riesgo climático-productivo, el cual es percibido y condiciona las estrategias de manejo año tras año, la actividad agrícola en llanuras semiáridas implica un potencial riesgo hidrológico que por su carácter acumulativo y lenta manifestación suele pasar inadvertido por los productores (Scanlon et al. 2007a, Gordon et al. 2008, Amdan et al. 2013). El balance hídrico de un ecosistema determina cómo se reparte la precipitación (flujo de entrada) entre los flujos de salida en forma de vapor (evaporación y transpiración) y líquida (escorrentía, drenaje profundo) (Jobbágy et al. 2008). En condiciones naturales, existe un fuerte acople entre la evapotranspiración y la oferta hídrica, dado que la vegetación nativa utiliza exhaustivamente las precipitaciones, reduciendo al mínimo las pérdidas líquidas (Allison et al. 1994, Hatton y Nulsen 1999, Scanlon et al. 2005a, Seyfried et al. 2005). La instalación de sistemas agrícolas en estos ambientes modifica estos flujos, reduciendo el consumo evapotranspirativo del agua e incrementando sustancialmente la escorrentía y/o el drenaje profundo, lo que en el mediano plazo puede generar procesos degradativos de muy difícil reversión (Gordon et al. 2008, Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Nosetto et al. 2012, Marchesini et al. 2013). A modo de ejemplo, el desmonte de bosques secos para establecer grandes extensiones de cultivos y pasturas en el oeste y sudeste australianos desde principios del siglo XIX, ha reducido la tasa anual de evapotranspiración incrementando sustancialmente el drenaje profundo. Este flujo, a su vez, ha arrastrado hacia la napa freática las sales acumuladas durante milenios en la zona vadosa del perfil del suelo, generando un gradual ascenso del nivel freático enriquecido en sales. Décadas más tarde la napa freática alcanzó los estratos superficiales del suelo afectando el crecimiento y supervivencia tanto de cultivos como de la vegetación nativa, que no estaba adaptada a la nueva condición de anegamiento y salinidad. La muerte de la vegetación redujo aún más el flujo transpiratorio y las sales disueltas se acumularon en la superficie del suelo por ascenso capilar y evaporación directa del agua freática (Allison et al. 1990, George et al. 1997, Salama et al. 1999, Pannell 2001a, Clarke et al. 2002). Se estima que Australia ya perdió más de 5,7 Mha de superficie agrícola por este proceso de salinización (conocido como *dryland salinity*) y que, aun aplicando prácticas de remediación, esta superficie ascendería a 17 Mha en 2050 (NLWRA 2001). Procesos similares, de menor magnitud, también se informaron en otras planicies semiáridas del mundo (Brown et al. 1982, Halvorson 1984, Abrol et al. 1988, Halvorson 1988, Nitsch 1995, Leduc et al. 2001, Scanlon et al. 2005b, Scanlon et al. 2006, Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Amdan et al. 2013), lo que hace suponer que el riesgo hidrológico es una característica inherente a la agricultura en estos ambientes de limitada capacidad de evacuación de excesos hídricos. Este riesgo será potencialmente mayor cuanto mayor sea la extensión y proporción de la superficie transformada a agricultura y cuanto mayor sea el desacople entre la oferta hídrica y la evapotranspiración de los sistemas agrícolas. Respecto a este último aspecto, el tipo de estrategias que emplean los productores agrícolas para administrar el agua disponible cobra fundamental importancia (Keating et al. 2002).

1.1.3. Gestión agrícola del recurso hídrico: Estrategias conservativas, intensivas y flexibles

El éxito y productividad de los sistemas agrícolas de secano en ambientes semiáridos depende fundamentalmente de cómo se administra la oferta hídrica (Dancette y Hall 1979, Nielsen et al. 2005, Nielsen et al. 2009). Las estrategias agrícolas pueden clasificarse, según la intensidad de uso del agua, a lo largo de un gradiente que va desde las estrategias más conservativas, de bajo consumo, hasta las más intensivas que procuran maximizar el consumo y la productividad del recurso hídrico. Dada la incertidumbre asociada a la variabilidad climática, los productores comúnmente emplean estrategias conservativas, priorizando minimizar la ocurrencia de resultados malos antes que la maximización del rendimiento (Jones et al. 2000, Connor 2004, Sadras y Roget 2004, Rockström y Barron 2007, Cooper et al. 2008, Wani et al. 2009). Esta norma general se aplica tanto a pequeños productores de subsistencia de África sub-Sahariana (Stewart y Hash 1982, Cooper et al. 2008, Hansen et al. 2009, Rockström et al. 2009) o del Sudeste Asiático (Rockström y Barron 2007), como a empresas agropecuarias capitalizadas de las Grande Planicies de Estados Unidos (Lyon et al. 2007), Australia (Hammer et al. 2001, Sadras 2002, Sadras et al. 2003) o Argentina (Calviño y Monzon 2009). Entre las prácticas conservativas más comunes se encuentran el empleo de: i) barbechos largos (*i.e.* hasta 18-20 meses) para acumular agua en el suelo de modo que esté disponible para el cultivo subsiguiente (Passioura 2006, Lyon et al. 2007); ii) cultivos de bajo costo y bajos requerimientos hídricos y nutricionales (Sadras et al. 2003, Connor et al. 2011a), iii) fechas de siembra subóptimas y/o genotipos de ciclo corto para escapar a la sequía (Hall et al. 1979, Connor et al. 2011b), iv) densidades subóptimas o espaciamientos amplios para lograr una mayor provisión de agua por planta y/o diferir su consumo hacia etapas fenológicas más sensibles (Debaeke y Aboudrare 2004, Turner 2004, Vigil et al. 2008, Abunyewa et al. 2011) y, donde es factible, v) riego suplementario para reducir el déficit en los momentos más críticos del cultivo (Debaeke y Aboudrare 2004). Si bien estas prácticas tienden a estabilizar la producción y minimizar la ocurrencia de fracasos productivos en años secos, subutilizan el recurso hídrico durante los años húmedos generando excedentes hídricos en forma de escorrentía superficial o drenaje profundo, que en el mediano plazo pueden desencadenar procesos de degradación como la erosión hídrica o la salinización del suelo (Brown et al. 1982, Halvorson 1984, 1988, O'Connell et al. 1995, Yee Yet y Silburn 2003, Sadras y Roget 2004, Caviglia et al. 2013).

Numerosos investigadores han planteado la necesidad de implementar estrategias de cultivo que utilicen más intensiva y eficientemente el agua de lluvia, ya sea para: a) mejorar la productividad/ rentabilidad de los cultivos en años intermedios a húmedos (Lyon et al. 1995, Sadras 2002, Sadras et al. 2003, Dalgliesh et al. 2009, Saseendran et al. 2013) ; o b) reducir/revertir procesos de degradación que se hicieron evidentes luego del uso continuado de manejos conservativos del agua (Worcester et al. 1975, Black et al. 1981, Miller et al. 1981, Halvorson 1984, Harrison et al. 1984, Halvorson 1988, Keating et al. 2002, Connor 2004, Diaz-Ambrona et al. 2005). Las prácticas de intensificación más comunes abarcan: i) la reducción del período de barbecho (Peterson et al. 1993, O'Connell et al. 1995, Farahani et al. 1998b); ii) el empleo de genotipos de ciclo más largo (Dancette y Hall 1979, Capristo et al. 2007) o de cultivos perennes, para aumentar el período de evapotranspiración (Worcester et al. 1975, Harrison et al. 1984, Halvorson 1988, George et al. 1997, Zhang et al. 1999, Keating et al. 2002, Pannell y Ewing 2006) y/o el desarrollo radical en profundidad (Black et al. 1981, Dardanelli et al. 1997); iii) los cultivos múltiples (Caviglia et al.

2004, Salado-Navarro y Sinclair 2009, Caviglia y Andrade 2010, Caviglia et al. 2013, Monzon et al. 2014); iv) los cultivos de cobertura (Caviglia y Andrade 2010, Restovich et al. 2012); v) el uso de cultivos de mayor valor o mayor respuesta a la calidad ambiental (Sadras et al. 2003, Sadras y Roget 2004); vi) el empleo de fechas de siembra orientadas a lograr el máximo rendimiento alcanzable (Bert et al. 2006); vii) la aplicación de fertilizantes y otros insumos que favorezcan el crecimiento del cultivo y su consumo de agua (Sadras 2002, Diaz-Ambrona et al. 2005, Hansen et al. 2009); viii) arreglos espaciales densos y uniformes (Connor et al. 2011b); entre otras. Estas prácticas procuran maximizar la captación del agua disponible y su posterior conversión en biomasa cosechable, maximizando la fracción del agua que es transpirada por los cultivos y reduciendo los flujos de agua no productivos (evaporación, escorrentía y drenaje profundo) (Connor 2004, Passioura 2006). Si bien las estrategias intensivas pueden generar un mayor retorno económico en años favorables, al incurrir en mayores costos de producción y esquemas de cultivo más sensibles al déficit hídrico, generan mayor riesgo de quebranto en años secos, donde su productividad puede ser igual o menor que la de estrategias más conservativas (Sadras 2002, Hansen et al. 2009, Hochman et al. 2009).

Es esperable que los mejores resultados, tanto en términos productivos como ambientales, se logren con estrategias de manejo flexibles capaces de alternar prácticas conservativas e intensivas de acuerdo a la oferta hídrica; por ejemplo, procurando maximizar el rendimiento mediante un manejo intensivo en años húmedos y minimizando los costos y riesgos mediante un manejo más conservativo en años secos (Sivakumar 1988, Sadras et al. 2003, Connor 2004, Sadras y Roget 2004). Dado que las principales decisiones que definen la estructura del cultivo (*i.e.* elección del cultivo, genotipo, fecha de siembra, arreglo espacial) y su capacidad de captar agua se toman antes de la siembra, la aplicación de estrategias de manejo flexible requiere de indicadores tempranos del sistema que reduzcan la incertidumbre sobre la oferta hídrica esperable durante su desarrollo futuro (Debaeke y Aboudrare 2004). Los pronósticos meteorológicos estacionales (Stewart y Hash 1982, Hansen et al. 2009) y la medición del contenido hídrico del suelo a la siembra (Black et al. 1981, Lyon et al. 1995, Nielsen et al. 2002) son dos herramientas que pueden servir a este fin (Brown et al. 1986, Stewart 1988, McCown et al. 1991, Keating et al. 1993, Sadras et al. 2003). Los pronósticos estacionales permitirían anticipar variaciones en la precipitación esperable durante el desarrollo de los cultivos y ajustar acordemente su manejo con varios meses de antelación (Hansen et al. 2006, Meza et al. 2008). Sin embargo, su uso en la actualidad es muy limitado dado que su calidad, confiabilidad, accesibilidad, resolución, interpretación o utilidad resultan generalmente insuficientes para los productores (Hammer et al. 2001, Barsky et al. 2008).

Por su parte, el agua almacenada a la siembra es un indicador certero, intuitivo, medible y parcialmente manejable, que puede constituir un componente importante de la variabilidad de la oferta hídrica para el cultivo (Dalgliesh et al. 2009, Grassini et al. 2010). Su importancia relativa depende de la profundidad y capacidad de retención hídrica de los suelos, la especie y ciclo del cultivo a sembrar y la cantidad y distribución de la precipitación durante el ciclo del cultivo (Lyon et al. 1995, Nielsen et al. 2009, Hansen et al. 2012). Estrategias de manejo flexible en base a estos indicadores han sido desarrolladas a través del tiempo en distintas planicies semiáridas del mundo bajo distintas nomenclaturas (Rodríguez et al. 2011). Algunos de los ejemplos más conocidos son: los “*Flexible Cropping Systems*”, desarrollados en la década del 70 en las Grandes Planicies de Norteamérica (Miller et al. 1981, Brown et al. 1982, Daniels

1987, Tomer et al. 1988), el sistema “*Response farming*”, desarrollado en Kenia a principios de los 80’ (Stewart y Hash 1982, Stewart 1988, Wafula et al. 1990, McCown et al. 1991), el “*Opportunity cropping*” de Estados Unidos y Australia (Peterson et al. 1993, Peterson et al. 1998, Unger 2001) y, más recientemente, los “*Dynamic cropping systems*”, también de las Grandes Llanuras de Norteamérica (Tanaka et al. 2002, Tanaka et al. 2007).

1.4. Sistemas agrícolas del Chaco semiárido

En el Chaco semiárido coexisten numerosos sistemas productivos que difieren en escala, nivel de intensificación, tecnología, dependencia de insumos y destino de la producción (González Amarilla 2005, Killeen et al. 2008, Baldi et al. 2014). A su vez, los sistemas productivos en cada zona no son estáticos, sino que cambian conforme transcurre el tiempo y el desarrollo tecnológico (Grau et al. 2005b). Por su creciente extensión geográfica, su impacto en la economía regional y el potencial riesgo ambiental que su difusión implica, esta tesis se focalizará principalmente en los sistemas agrícolas extensivos de cultivos anuales en secano (Gasparri y Grau 2009). Los sistemas de ganadería pastoril extensiva, en base a pasturas perennes, muy importantes en la región y particularmente en el Chaco Paraguayo (Clark et al. 2010, Caldas et al. 2013), serán considerados en la discusión pero no se analizarán en detalle en este trabajo.

Los sistemas agrícolas de cultivos anuales en secano se concentran en núcleos productivos de gran extensión, ubicados principalmente en las márgenes más húmedas del Chaco semiárido argentino, donde las condiciones climáticas y edáficas son más favorables (Fig.1.1; Bravo et al. 1999, Ginzburg et al. 2007, Grau et al. 2008, Adámoli et al. 2011). Algunos de estos núcleos, como el sudeste y noreste de Salta o el este de Santiago del Estero se encuentran en franca expansión mientras que otros, como el del este de Tucumán, hace años que ocuparon prácticamente la totalidad de las tierras aptas para la agricultura (Ricci et al. 2006, Devani et al. 2007). Dado el régimen de lluvias monzónico, predominan los cultivos anuales de ciclo estival, principalmente soja y en menor medida maíz y sorgo (Volante et al. 2001, Recatalá Boix y Zinck 2008a, Calviño y Monzon 2009), aunque también son zonalmente importantes el girasol y el algodón, en las provincias de Chaco y Santiago del Estero, y el poroto, en Salta (Volante et al. 2001, Adámoli et al. 2011). Los cultivos de invierno, como el trigo (o el cártamo en Salta), se emplean como producto secundario en sistemas de cultivo doble, o para generar cobertura, cuando hay escenarios climáticos y/o de precios favorables (Paoli et al. 2001, Recatalá Boix y Zinck 2008b, Aciar 2012). También se realizan cultivos perennes como caña de azúcar o cítricos en zonas de riego de Tucumán y Salta (Recatalá Boix y Zinck 2008a). Los lotes de menor aptitud productiva se destinan a la implantación de pasturas megatérmicas (fundamentalmente *Gatton Panic* o *Buffel Grass*) para la actividad ganadera (Recatalá Boix y Zinck 2008b, Barbera y Chávez 2010, Aciar 2012). No obstante, en la medida en que la disponibilidad de tierras de mejor aptitud declina, la agricultura avanza sobre tierras cada vez más marginales donde los riesgos productivos y ambientales son mayores (Lamelas et al. 2006, Devani et al. 2007, Recatalá Boix y Zinck 2008a).

El éxito y continuidad de la expansión agrícola en la región se debe en gran medida al desarrollo e incorporación de tecnología y a un mayor conocimiento local en el manejo de los cultivos (Kaimowitz y Smith 2001, Fadda 2006, Devani et al. 2007), basado en el modelo productivo pampeano. La adopción de la siembra directa, además de reducir costos productivos y simplificar la logística, mejoró el balance hídrico de los

cultivos agrícolas, permitiendo ocupar áreas semiáridas anteriormente consideradas marginales (Figueroa et al. 2006, Murgida et al. 2014). La siembra directa junto al desarrollo de cultivos transgénicos, que simplificó e hizo más eficiente el control de adversidades bióticas, permitió ampliar la ventana de fechas de siembra, y modificar la fecha y longitud de ciclo, de acuerdo a las diferentes zonas y manejos (Devani et al. 2006, Maddonni 2012, Caviglia et al. 2014). Sin embargo, con el acelerado aumento de la superficie agrícola de las últimas décadas, se hicieron evidentes algunos procesos de degradación que ponen en tela de juicio la sustentabilidad de la actividad en la región (Bergsma y Neder 2006, Busnelli et al. 2006, Amdan et al. 2013, Murgida et al. 2014).

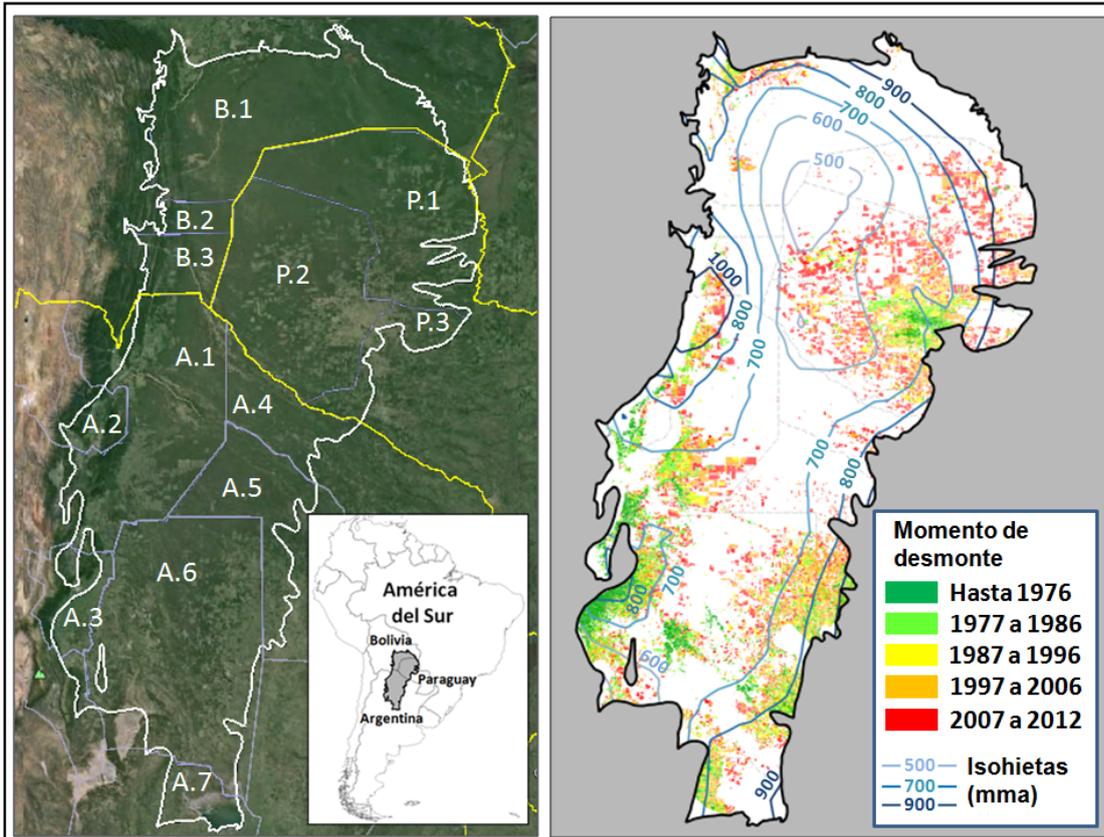


Figura 1.1: Núcleos productivos del Chaco semiárido. **Izq:** Imagen satelital actual donde se detallan las diferentes provincias/departamentos que integran la región, en Argentina (A.1 Salta, A.2 Jujuy, A.3 Tucumán, A.4 Formosa, A.5 Chaco, A.6 Santiago del Estero); Bolivia (B.1 Santa Cruz, B.2 Chuquisaca, B.3 Tarija) y Paraguay (P.1 Alto Paraguay, P.2 Boquerón, P.3 Pte. Hayes). **Der:** Distribución de los lotes según el momento en que se pusieron en producción (desmonte) y la precipitación media anual (1959-2002). La imagen satelital proviene de Google Earth, la delimitación del Chaco semiárido de Olson et al. (2001), los datos de precipitación de New et al. (2002) y los momentos de desmonte de <http://monitoreodesmonte.com.ar>

La pérdida de materia orgánica y nutrientes del suelo tras la habilitación de los bosques nativos a agricultura es uno de los problemas más recurrentes (Recatalá Boix y Zinck 2008b, Romero et al. 2008). Esto no sólo afecta el rendimiento de los cultivos, sino que aumenta la susceptibilidad a la compactación y encostramiento del suelo desencadenando procesos erosivos y eventualmente desertificación (Zinck et al. 2006, Casas 2007, Neder et al. 2010, Aciar 2012). En distintos focos de la región en los últimos años también se han reportado ascensos freáticos y procesos de salinización

secundaria producto de la actividad agropecuaria (Nitsch 1995, 1998, Nitsch et al. 1998, Glatzle et al. 2001, Puchulu 2008, Amdan et al. 2013). Considerando el antecedente de *dryland salinity* australiano y teniendo en cuenta la geomorfología de la región y la tasa y magnitud con que los cambios en el uso de la tierra están ocurriendo en las últimas décadas, urge la necesidad de diagnosticar la situación ecohidrológica de la agricultura en el Chaco y de procurar alternativas para su regulación (Amdan et al. 2013). Así como la rotación de cultivos, con una mayor participación de gramíneas y pasturas, y una fertilización balanceada contribuyen a mitigar la degradación físico-química de los suelos agrícolas; una mejor “agronomía del agua” basada en la aplicación de estrategias de manejo flexibles que interprete y se acople a las variaciones interanuales de la oferta hídrica podría contribuir a regular los niveles freáticos y mitigar el riesgo hidrológico (Jobbágy et al. 2008).

1.2. Objetivos de la tesis e hipótesis de trabajo

1.2.1. Objetivo general

El objetivo general de esta tesis es entender el potencial impacto hidrológico de la agricultura en el Chaco semiárido y analizar la posibilidad de manejar la hidrología mediante el empleo racional de estrategias agrícolas que, tras el análisis de indicadores medibles del sistema y de la variabilidad histórica de las lluvias en cada localidad, alternen prácticas que hagan un uso conservativo o intensivo del recurso hídrico según la oferta hídrica esperada.

1.2.2. Objetivos específicos

- i. **Diagnosticar el contexto hidrológico y el potencial riesgo de salinización por efecto de la actividad agrícola en el Chaco semiárido.** Comparar la situación hidrológica de sitios agrícolas y de monte nativo, y evaluar el potencial riesgo de salinización del suelo por un eventual ascenso en el nivel freático.
- ii. **Caracterizar la variabilidad intra-regional y evaluar el impacto de diferentes prácticas de manejo sobre el riesgo productivo e hidrológico-ambiental.** Identificar las zonas de mayor vulnerabilidad de la región y analizar cómo y en qué medida el empleo de diferentes estrategias de manejo agrícola pueden contribuir a reducir los riesgos de tipo productivo y eco-hidrológico.
- iii. **Identificar las principales estrategias agrícolas utilizadas en el Chaco semiárido, y caracterizarlas por su uso conservativo o intensivo de la oferta hídrica.** Entender, además, las principales variables que gobiernan la decisión de los productores para optar por las distintas estrategias.
- iv. **Analizar alternativas para reducir potenciales compromisos entre objetivos productivos y eco-hidrológicos.** Evaluar diferentes esquemas de producción agrícola (secuencias de cultivos y fechas de siembra) y caracterizarlos según su impacto sobre la productividad y consumo de agua de los cultivos y la generación de excedentes hídricos que aumenten el riesgo de salinización. Analizar los posibles compromisos (*trade-offs*) que implica cada estrategia y la posibilidad de reducirlos teniendo en cuenta indicadores tempranos del estado del sistema, como la condición hídrica de los lotes al inicio de las campañas agrícolas.

1.2.3. Hipótesis de trabajo

Las hipótesis que sirven de guía a este trabajo son:

- H1.** En los sistemas boscosos del Chaco, la evapotranspiración está acoplada a la precipitación, por lo que el drenaje es ínfimo. El reemplazo de los montes por agricultura, que presenta una evapotranspiración anual menor y más concentrada, aumenta el drenaje lo que lleva a un aumento generalizado del nivel de napa freática que puede arrastrar sales a la superficie.
- H2.** Existe en el perfil del suelo una cantidad de sales suficiente como para restringir el crecimiento y rendimiento de los cultivos agrícolas ante un eventual ascenso de la napa freática.
- H3.** Dentro del universo actual de manejos agronómicos de la región, existen estrategias que hacen un mayor o menor consumo del agua disponible, lo que permite regular parcialmente la hidrología de los sistemas agrícolas.
- H4.** Como en otras regiones expuestas a sequías recurrentes, los productores agrícolas del Chaco semiárido adoptan una estrategia conservativa del agua para minimizar el riesgo productivo. El riesgo hidrológico-ambiental no es percibido u ocupa un lugar secundario en las decisiones agrícolas.
- H5.** En el Chaco semiárido, las estrategias de manejo que procuran estabilizar los rendimientos mediante un uso conservativo del agua tienden a almacenar las lluvias primaverales y priorizar la disponibilidad de agua en el verano tardío donde se concentran los períodos críticos de los cultivos. Esta estrategia reduce el déficit en los períodos críticos pero aumenta la probabilidad de excesos hídricos puntuales que provocan drenaje profundo.
- H6.** La oferta de agua de una campaña agrícola puede ser parcialmente predicha a partir de indicadores de estado del sistema y del análisis de estadísticas climáticas. Cuando esos indicadores hacen más probable una oferta elevada, cambiar de una estrategia conservativa a una intensiva permite reducir la probabilidad de pérdidas de agua con un nivel aceptable de riesgo productivo. Dentro de la región, la necesidad y oportunidad de implementar estrategias flexibles son variables.

1.3. Organización de la tesis

La tesis está organizada en cinco capítulos: un primer capítulo introductorio, tres capítulos de resultados y finalmente la discusión general. A continuación se detalla brevemente el contenido de cada uno de ellos.

Capítulo 1: Introducción general. Se presenta el problema, su relevancia y una revisión general de antecedentes en la región y en el mundo. Se plantean los objetivos de la tesis y las hipótesis que guían el trabajo.

Capítulo 2: Diagnóstico ecohidrológico. Se presentan y discuten resultados de mediciones de campo en situaciones comparables de monte nativo y cultivos, para evaluar el impacto de la agricultura sobre la recarga freática y la movilización de sales del suelo en el área agrícola de Bandera (Santiago del Estero).

Capítulo 3: Tendencias en la agricultura actual y su impacto ecohidrológico. A partir de información de sensores remotos y datos de producción locales, se analizan las estrategias empleadas por los productores de dos departamentos representativos del

sudeste de Santiago del Estero (Belgrano y Gral. Taboada) durante las últimas campañas (2000/01 a 2012/13). Se discuten los factores condicionantes de estas estrategias y se evalúa su impacto hidrológico mediante un balance hídrico diario a escala de lote.

Capítulo 4: Análisis regional. Mediante un balance hídrico de paso mensual se contrastan los riesgos hidrológicos y productivos de diferentes esquemas de cultivo a través de la región. Se discuten además alternativas de manejo para las áreas más vulnerables.

Capítulo 5: Discusión General. Se sintetizan, integran y discuten los resultados más relevantes de cada capítulo del trabajo. Se analizan las implicancias de la tesis y se proponen pautas de manejo y líneas de investigación a seguir.

CAPITULO 2

Dinámica vertical del agua y las sales en un paisaje altamente cultivado del Chaco semiárido*

***Publicaciones derivadas**

Giménez R, Nosetto M, Mercou JL, Páez R, Jobbágy E. The ecohydrological imprint of deforestation in the semi-arid Chaco: Insights from the last forest relicts of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes* (en prensa).

2. Dinámica vertical del agua y las sales en un paisaje altamente cultivado del Chaco semiárido

2.1. Introducción

El Chaco semiárido es una de las fronteras agrícolas más dinámicas del mundo (Grau et al. 2008, Gasparri et al. 2013, Vallejos et al. 2014). Durante las últimas décadas, esta región originalmente dominada por bosques secos y pastizales subordinados ha sido intensamente transformada para establecer cultivos agrícolas y pasturas (Zak et al. 2004, Boletta et al. 2006, Clark et al. 2010). Este proceso comenzó en los márgenes más húmedos y de mejores suelos de la región, pero rápidamente se vio potenciado por un escenario de precios favorable, la ocurrencia de un período climático de alta pluviometría y la aparición de nuevos desarrollos tecnológicos que permitieron establecer actividades productivas rentables en zonas cada vez más marginales y frágiles (Grau et al. 2005a, Grau et al. 2005b, Gasparri y Grau 2009). Se estima que 15,8 Mha (20,7% del área de la ecorregión) ya han sido transformadas, con diferencias marcadas dentro de la región en cuanto al momento, tasa y extensión del desmonte (Vallejos et al. 2014). La tasa y magnitud de la expansión agrícola en la región urgen a diagnosticar y anticipar las potenciales consecuencias ambientales que estas transformaciones implican (Gordon et al. 2008).

En otras planicies semiáridas del mundo, de muy baja pendiente regional, el reemplazo masivo de los ecosistemas naturales por cultivos anuales o pasturas, afectó radicalmente el balance hidrológico regional y condujo eventualmente a procesos generalizados de salinización secundaria muy difíciles de revertir (Peck y Williamson 1987, Allison et al. 1990, George et al. 1997, Zhang et al. 2001, Scanlon et al. 2006, Jobbágy et al. 2008, Radford et al. 2009). Este fenómeno, conocido mundialmente como *dryland salinity* (en alusión a que ocurre en sistemas de cultivo de secano) fue particularmente devastador en el oeste y sudeste australianos donde el desmonte de bosques nativos de eucalipto para establecer cultivos agrícolas desde fines del s.XIX generó incrementos en la tasa anual de drenaje de hasta dos órdenes de magnitud, y la recarga y ascenso gradual del nivel del acuífero freático (Peck y Williamson 1987, Allison et al. 1990). Con la recarga freática, gran cantidad de sales que estaban almacenadas en la zona vadosa (no saturada) del suelo se movilizaron hacia estratos cada vez más superficiales, afectando en primera instancia al crecimiento y supervivencia de la vegetación nativa y los cultivos, y luego a las características del horizonte superficial del suelo por la concentración de sales en superficie por capilaridad y evaporación directa (Nulsen y Henschke 1981). Si bien este fenómeno se conoce en Australia desde hace más de 90 años (Wood 1924), el área afectada sigue incrementándose año a año, pese al esfuerzo, investigación e inversión pública y privada para remediarlo (NLWRA 2001, Peck y Hatton 2003, Pannell y Ewing 2006). Procesos similares, pero de mucha menor magnitud y extensión se han registrado en otras planicies semiáridas del mundo (Worcester et al. 1975, Daniels 1987, Scanlon et al. 2005b, Scanlon et al. 2007a) y evidencias recientes sugieren que podrían estar gestándose en forma incipiente en diferentes sitios de los bosques secos del sur de sudamérica incluyendo el Chaco (Nitsch 1995, 1998, Nitsch et al. 1998, Glatzle et al. 2001, Jobbágy et al. 2008, Amdan et al. 2013) y el Espinal (Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Contreras et al. 2013, Marchesini et al. 2013).

Entender el impacto hidrológico de la reciente transformación del Chaco es fundamental para diagnosticar el potencial riesgo de salinización secundaria en la región

y para la planificación de estrategias de mitigación/remediación en forma oportuna y ordenada (Scanlon et al. 2007a). Para ello, hay que entender cómo la vegetación, nativa y cultivada, interactúa con los otros dos reguladores hidrológicos: el clima y el suelo (Kim y Jackson 2012). En ambientes semiáridos de llanura, la gran diferencia entre la evapotranspiración potencial y la precipitación ha llevado a la evolución de ecosistemas que evapotranspiran prácticamente toda el agua de lluvia, por lo que los excesos líquidos como drenaje o escorrentía son insignificantes o nulos (Allison y Hughes 1983, Allison et al. 1994). Adaptaciones como sistemas radicales profundos, la capacidad de extraer agua a muy bajos potenciales y el ciclo de vida perenne de las especies que conforman la vegetación nativa, determinan una alta efectividad en el uso de la lluvia que evita que excesos hídricos puntuales persistan en el suelo por mucho tiempo (Scanlon et al. 2005a, Seyfried et al. 2005). El escaso drenaje profundo, a su vez, impide el lavado de sales que se han ido incorporando por deposición atmosférica durante milenios, acumulándose gradualmente en la zona vadosa (no saturada) del suelo (Jobbágy et al. 2008). El desmonte y establecimiento de cultivos agrícolas en estos ambientes altera varios parámetros clave de la vegetación para mantener este equilibrio. Los cultivos anuales presentan una estacionalidad de crecimiento mucho más marcada, sistemas radicales más someros y, por lo general, menor capacidad de absorber agua a muy bajos potenciales hídricos (Scanlon et al. 2005b). Como consecuencia, modifican los patrones de consumo y almacenaje de agua en el suelo lo que genera importantes cambios en la frecuencia y magnitud de los eventos de drenaje (Scanlon et al. 2005b, Radford et al. 2009). La ocurrencia de drenaje, en sitios donde prácticamente no ocurría antes, provoca el lavado y movilización de las sales almacenadas en la zona vadosa hacia estratos cada vez más profundos. Al alcanzar el nivel freático, los sucesivos pulsos de drenaje alcanzan la napa freática y provocan su ascenso y la movilización de las sales lavadas hacia estratos cada vez más superficiales.

Aunque el cambio de uso de la tierra puede tener un efecto inmediato sobre la tasa de drenaje, sus consecuencias pueden demorar mucho tiempo en manifestarse (décadas e incluso siglos) ya que el agua en exceso debe humedecer toda la zona vadosa antes de transformarse en recarga, y el nivel freático debe ascender hasta cerca de la zona de influencia de las raíces de los cultivos para afectar su crecimiento (Scanlon et al. 2007a, Radford et al. 2009, Sophocleous 2012). Esto implica que las consecuencias hidrológicas de muchas de las transformaciones de las últimas décadas podrían aún no haberse manifestado y que dadas las características de clima, suelo y relieve de la región es altamente probable que procesos de salinización secundaria ocurran en un futuro cercano (Jobbágy et al. 2008, Amdan et al. 2013). En este capítulo se explorará esta posibilidad en la zona de Bandera (Santiago del Estero, Argentina), uno de los núcleos productivos de mayor historia agrícola en la región y donde la deforestación para establecer cultivos y pasturas ha sido más exhaustiva (Elena et al. 2012), ocupando los relictos de bosque menos de un 10% del territorio. Una adecuada caracterización de esta zona, donde el potencial proceso de recarga y ascenso freático y salinización debieran estar más avanzados, proporcionará herramientas de decisión para determinar si los esquemas de producción actuales son sustentables o si deben redefinirse para evitar la degradación de esta y otras zonas con historias de desmonte más recientes.

Basados en la experiencia australiana, Tolmie et al. (2003) indicaron que para que ocurra salinización secundaria deben co-existir tres factores precursores: a) una carga importante de sales en el suelo y/o la napa freática; b) un flujo de agua subterránea que pueda acarrear las sales a la superficie y c) un incremento del drenaje profundo (consecuencia del cambio de uso) que recargue la napa freática. Por lo tanto

la cuantificación del drenaje profundo, y cómo éste es afectado por el cambio de uso del suelo, es crucial para diagnosticar el riesgo de salinización secundaria en la región (Tolmie et al. 2003). Existen diferentes métodos y aproximaciones para estimar el drenaje, entre los que se incluyen análisis físicos, químicos, isotópicos y simulaciones con modelos funcionales (Scanlon et al. 2006). Dado que cada aproximación implica la asunción de ciertos supuestos, conlleva incertidumbre y es apropiada para determinadas escalas espaciales y temporales, es recomendable complementar y contrastar diferentes metodologías para aumentar la fiabilidad de las estimaciones de drenaje (Scanlon et al. 2002, Scanlon et al. 2006) e integrarlas en el tiempo y el espacio. En este capítulo se estima la tasa de drenaje de largo plazo a partir de mediciones puntuales del perfil de humedad y sales de la zona vadosa, las cuales se complementan con mediciones geoelectricas y mediciones continuas del nivel freático para caracterizar la variabilidad de este proceso en el espacio y el tiempo, respectivamente. Las principales preguntas que se plantea responder en este capítulo son las siguientes: i) ¿A qué profundidad se encuentra la napa freática y qué cantidad de sales hay almacenada en la zona vadosa del suelo?; ii) ¿Se incrementó el drenaje profundo por efecto de la agricultura? ¿En qué medida?; iii) ¿Hay recarga de la napa freática? ¿Dónde?; iv) ¿En qué grado se verían afectados la vegetación nativa y los cultivos agrícolas ante un ascenso de la napa freática?

2.2. Materiales y Métodos

2.2.1 Area de estudio

El área de estudio (935.400 hectáreas) abarca la zona agrícola de los departamentos General Taboada y Belgrano de la provincia argentina de Santiago del Estero que se ubica en el límite sudeste de la ecorregión Chaco semiárido (Fig. 2.1). Se trata de uno de los focos productivos de mayor tradición agrícola de la región, donde la deforestación para establecer cultivos y pasturas en las últimas décadas ha sido más intensa (Elena et al. 2012). Si bien la actividad agrícola se desarrolla desde tiempos coloniales, su expansión más sostenida comenzó a principios de la década del 90` y a partir de entonces progresó en forma más o menos lineal con la incorporación de $\sim 20.800 \text{ ha año}^{-1}$ (SIIA). En la actualidad, se estima que más del 70% del área de estudio ha sido transformada con fines productivos (datos de 2012 de Vallejos et al. 2014); más del 50% está destinada a cultivos agrícolas (SIIA campaña 2013/14). La soja es el cultivo dominante (60-70% del área agrícola), pero también se siembran maíz, sorgo, girasol, algodón y trigo como cultivo de invierno. Las principales pasturas implantadas son *Panicum maximum* y *Cenchrus ciliaris*. Los relictos de monte nativo apenas representan $\sim 10\%$ del área de estudio (ver capítulo 3), distribuidos entre cortinas forestales y parches aislados de diferente forma y tamaño (Fig. 2.1b).

La zona presenta una alta variabilidad climática con alternancia entre ciclos de régimen semiárido y subhúmedo (Ginzburg et al. 2007). La precipitación media anual (1971-2014) es de 975 mm (c.v. 30%) y la evapotranspiración de referencia de 1450 mm (c.v. 6%), según el método de Priestley-Taylor modificado por Ritchie (1998). El régimen de precipitaciones es monzónico, con $\sim 72\%$ de la lluvia concentrada entre noviembre y marzo. La evapotranspiración supera a la precipitación en la mayoría de los meses, salvo en marzo y abril en que son prácticamente iguales. La temperatura

media anual (1971-2014) es de 21°C, con temperaturas mínimas de invierno de 7°C y máximas de verano de 33-34°C. La zona de estudio presenta un gradiente de temperatura que aumenta de sur a norte y un gradiente de precipitaciones que aumenta de oeste a este (INTA 1978).

El relieve general es plano (pendiente regional <0,1%), sin formas sobresalientes ni redes de drenaje importantes, salvo el río Salado que recorre su límite occidental en dirección NO-SE. Localmente, el relieve presenta pequeñas variaciones de paisaje entre las que se destacan paleocauces (antiguos planos aluviales del río Salado), interfluvios (áreas planas entre paleocauces), albardones (en las márgenes del río Salado), depresiones y hormigueros, estas dos últimas a menudo se encuentran asociadas a procesos de salinización. Los suelos predominantes son de textura franco limosa y franco arcillo-limosa, de orden Molisoles y, en menor medida, Alfisoles. Los paleocauces presentan limos y arcillas en superficie (sedimentos eólicos) y arenas gruesas en profundidad (INTA 1978).

La vegetación nativa guarda relación con el suelo. Las planicies presentan un bosque abierto de mediana altura con especies como quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), algarrobo negro (*Prosopis nigra*), brea (*Cercidium australe*), mistol (*Zisiphus mistol*) y sombra de toro (*Jodina rhombifolia*) en el estrato más alto, tusca (*Acacia aroma*), jarilla (*Larrea divaricata*), garabato (*Acacia sp.*) y piquillín (*Condalia microphylla*) en el estrato medio, y *Trichloris crinita* y *Digitaria californica* en el estrato herbáceo. En las planicies plano-cóncavas con problemas de salinización predominan el jume (*Allenrolfea vaginata*), vinal (*Prosopis ruscifolia*), algarrobo negro, quebracho blanco, cardón (*Cereus sp.*) y quiscaloro (*Opuntia quiscaloro*). En los albardones, quebracho colorado (*Schinopsis quebracho colorado*) y vinal y en los paleocauces pastizales compuestos predominantemente por aibe (*Elionurus nuticus*) (INTA 1978).

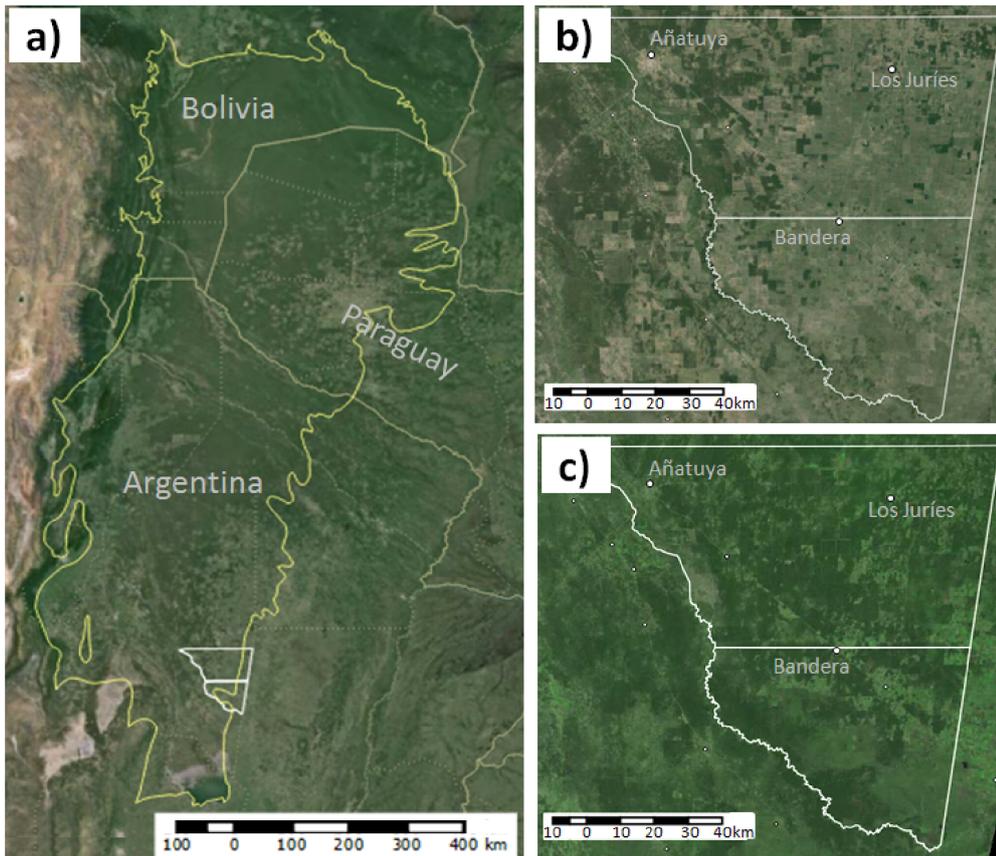


Figura 2.1: Ubicación del área de estudio en la ecorregión Chaco semiárido (a) y detalle de la misma en la actualidad (b; Imagen satelital de Google Earth) y en el pasado (c; imagen del satélite Landsat 1 de 1972, composición de falso color). Nótese la diferencia en la cobertura boscosa entre b) y c) representada con el color verde oscuro.

2.2.2 Sitios de muestreo

El trabajo de campo se concentró en tres campañas entre los años 2012 y 2014. Consistió en la realización de perforaciones profundas con barreno para el muestreo de la humedad y contenido de sales de la zona vadosa (no saturada) del suelo y de la napa freática (zona saturada), y mediciones geoelectricas complementarias en algunos sitios. Se realizaron un total de 22 perforaciones distribuidas en 6 sitios de muestreo (S1 a S6), evitando las zonas anegadizas del este y sudeste, o la zona oeste del área de estudio que presenta menor pluviometría y una historia de uso agrícola más incipiente (Cuadro 2.1; Fig. 2.2). Cada uno de los sitios incluyó al menos una perforación en un parche de monte nativo y una en un lote desmontado de modo de analizar comparativamente ambas coberturas. En adelante, cada perforación se identificará con la nomenclatura “S1M1”, que en primer término identifica el sitio de medición (S1=sitio 1) y en segundo término el tipo de cobertura muestreada (M1=monte 1), que puede ser monte (M), agricultura (A) o pastura (P).

En la primer campaña (agosto de 2012) se muestrearon 5 situaciones pareadas (sitios S1 a S5) de monte-agricultura para evaluar cambios en la distribución del agua y las sales en lotes de larga historia de uso agrícola. Mediante la comparación de imágenes satelitales actuales (Google Earth) y de la década del setenta (imágenes de falso color compuesto del satélite Landsat 1), se identificaron lotes desmontados con

anterioridad a 1972, que al momento del muestreo limitaran con algún relicto de bosque nativo (Fig. 2.2). Se priorizó la elección de pares de sitios que no difirieran en textura o posición topográfica (por evaluación visual a campo), dado que el sitio de monte debía representar la condición original del lote agrícola sin desmontar.

El muestreo prosiguió en la segunda campaña (mayo de 2013), con la incorporación de lotes agrícolas de historia de uso más reciente en **S1 (S1A2 a S1A5)** y un sitio adicional de muestreo **S6**, que incluyó 3 perforaciones en un parche de monte y 3 en lotes agrícolas. El propósito de estos muestreos fue el de ampliar el análisis de los cambios hidrológicos por el cambio de uso, en las escalas espacial y temporal. Las perforaciones en **S1** se realizaron hasta los 6 metros de profundidad e incluyeron lotes desmontados entre 1995 y 2006. En el lote de uso más reciente, hubo que repetir el muestreo dado que la perforación original se realizó involuntariamente sobre una angosta franja desmontada anteriormente (1994), que no pudo discernirse a campo (cultivo de maíz en plena cobertura). Ambas perforaciones, la original y la corregida, se incorporaron al análisis como **S1A5** y **S1A4**, respectivamente. El sitio **S6**, consistió en una transecta de 2,7 km de largo que incluyó un parche de monte nativo rodeado de dos lotes agrícolas desmontados en 1993 y 1995 (Fig. 2.2d). Sobre esta transecta, se realizaron 6 perforaciones, dos en el lote agrícola del oeste (**S6A1** y **S6A2**), tres en el monte (**S6M1**, **S6M2** y **S6M3**) y una en el lote agrícola del este (**S6A3**). En todas las perforaciones se alcanzó el nivel de la napa y en **S6M1**, **S6M2** y **S6A1** se instalaron freatímetros permanentes para el seguimiento continuo del nivel freático y sus fluctuaciones bajo monte y agricultura.

Durante la tercer campaña (agosto 2014) se recolectaron los datos de los freatímetros montados en 2013 y se realizaron dos nuevas perforaciones para instalar nuevos freatímetros: una en un lote agrícola de napa cercana ya relevado en 2012 (**S5A2**) y otra en una pastura de desmonte reciente en el sitio **S6 (S6P1)**.

Cuadro2.1: Detalle de las perforaciones realizadas en los sitios de muestreo. Se presenta: la identificación de cada perforación (ID); su cobertura y año de desmonte en los lotes agrícolas o con pasturas; la fecha en que se realizó el muestreo; la profundidad de las perforaciones y si se alcanzó el nivel de la napa; las coordenadas y altitud de los sitios muestreados y alguna observación de la cobertura al momento del muestreo.

ID	Sitio	Cobertura (año de desmonte)	Fecha de muestreo	Profundidad (m)	Napa	LAT	LON	Altitud (msnm)	Observaciones al momento del muestreo
S1M1	S1	Monte	oct-12	8,5	Sí	-28,570	-62,255	97	Cortina forestal ancha (100m de ancho)
S1A1	S1	Agricultura (<1972)	oct-12	8	Sí	-28,572	-62,255	97	Barbecho
S1A2	S1	Agricultura (1995)	may-13	6	No	-28,564	-62,249	96	Barbecho. Rastrojo de soja y algo de maíz
S1A3	S1	Agricultura (1999)	may-13	6	No	-28,615	-62,292	96	Maíz en madurez fisiológica (MF) seco
S1A4	S1	Agricultura (2006)	jun-13	6	No	-28,683	-62,313	93	Maíz en MF, mucha cobertura aún verde. Poco rastrojo y algo de gatton panic
S1A5	S1	Agricultura (1994)	may-13	6	Sí	-28,683	-62,296	93	Maíz MF. Muestreo erróneo del lote de S1A4, coincidió con una antigua calle desmontada en 1994
S2M1	S2	Monte	oct-12	7,5	Sí	-28,524	-62,154	93	-
S2A1	S2	Agricultura (<1972)	oct-12	6,5	Sí	-28,518	-62,148	93	Barbecho con rastrojo de soja
S3M1	S3	Monte	oct-12	7,5	Sí	-28,586	-62,164	93	-
S3A1	S3	Agricultura (<1972)	oct-12	7	Sí	-28,589	-62,168	93	Trigo en grano pastoso
S4M1	S4	Monte	oct-12	5	Sí	-28,856	-62,218	89	Monte con mucho arbusto, difícil acceso
S4A1	S4	Agricultura (<1972)	oct-12	5	Sí	-28,860	-62,217	89	Girasol en V6-V8
S5M1	S5	Monte	oct-12	5	Sí	-28,861	-62,185	89	Monte con picada central que permitió muestrear bien adentro
S5A1	S5	Agricultura (<1972)	oct-12	5	Sí	-28,861	-62,179	89	Trigo en grano pastoso s/rastrojo de maíz
S5A2	S5	Agricultura (<1972)	ago-14	4,5	Sí	-28,861	-62,181	89	Barbecho. Rastrojo de maíz abundante. Mismo lote que S5_A1, muestreado 22 meses después
S6M1	S6	Monte	may-13	9	Sí	-28,804	-62,011	86	S6M1, S6M2, S6M3 corresponden a distintos sitios del mismo monte, S6M1 es el sitio central
S6M2	S6	Monte	may-13	8	Sí	-28,803	-62,015	86	Sitio ubicado en el lado oeste del monte, próximo a S6A2
S6M3	S6	Monte	may-13	7	Sí	-28,804	-62,006	86	Sitio ubicado en el lado este del monte, próximo a S6A3
S6A1	S6	Agricultura (1995)	may-13	7	Sí	-28,811	-62,022	86	Lote agrícola (soja R8, s/rastr Mz y Gir) ubicado al sudoeste del monte de S6
S6A2	S6	Agricultura (1995)	may-13	8	Sí	-28,804	-62,016	86	Mismo lote que S6A1, pero más cercano al monte
S6A3	S6	Agricultura (1993)	may-13	6	Sí	-28,801	-62,001	86	Lote agrícola (soja R8, muy verde y foliosa) ubicado al este del monte de S6
S6P1	S6	Pastura (2008)	ago-14	7,5	Sí	-28,807	-62,014	86	Pastura de gatton panic, matas secas y bastante suelo descubierto

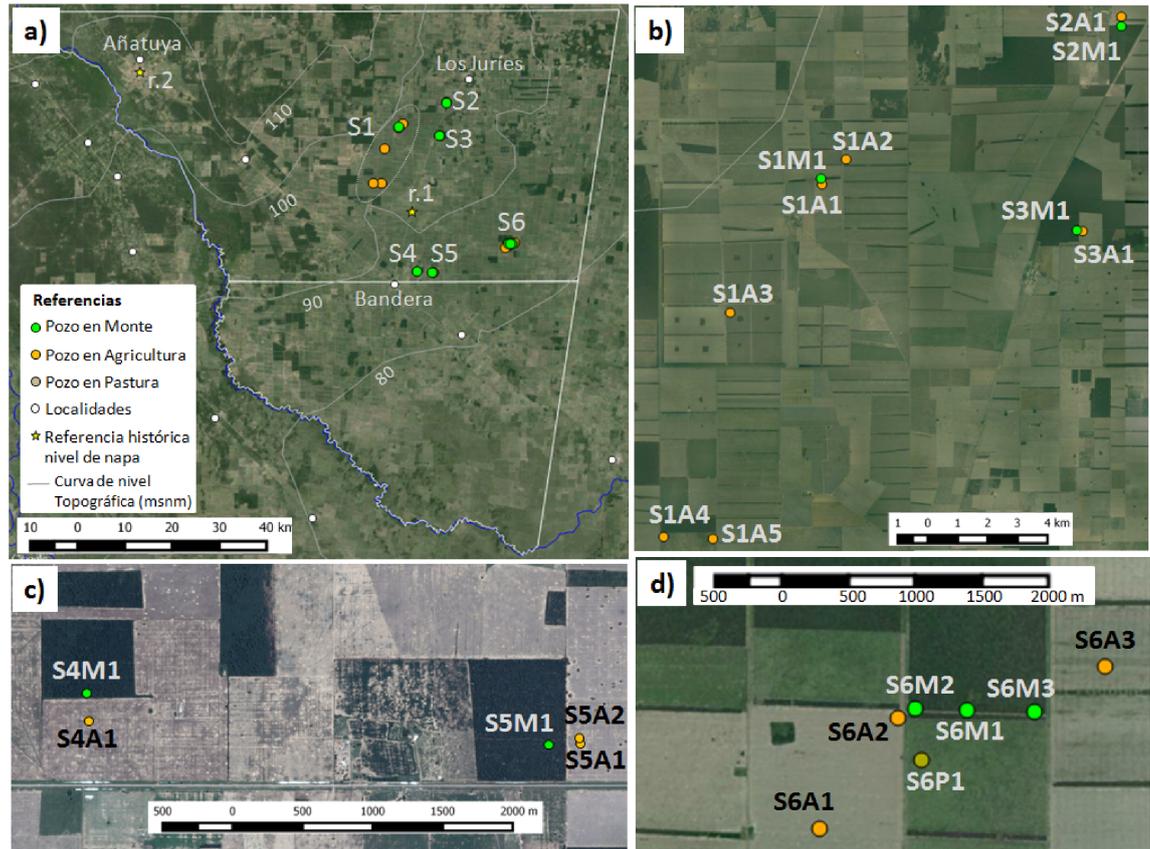


Figura 2.2: Ubicación de las perforaciones realizadas en el área de estudio. Vista general (a) y detalle de los sitios S1 a S3 (b), S4 y S5 (c) y S6 (d). Los puntos verdes señalan las perforaciones en relictos de monte, los naranjas en lotes agrícolas y el marrón en una pastura. Las referencias señaladas con estrellas en (a) corresponden a mediciones históricas del nivel de napa: r.1: Estación Sanavirones del ex ramal C2 del ffcc Gral. Belgrano (nivel estático: -8,2 m; salinidad: 12,3 g L⁻¹; medida en 21/8/1916); r.2: Añatuya (nivel estático: -10 m; medido en 1937). Datos proporcionados por Dr. Alfredo Martín.

2.2.3 Procedimiento de muestreo

Las perforaciones se realizaron con barrenos de tramos enroscables, con recipiente colector y puntas helicoidales intercambiables de diferente diámetro. Se colectaron muestras de suelo a intervalos de 50 cm de profundidad hasta llegar al nivel de la napa freática (excepto en las perforaciones S1A2, S1A3 y S1A4, que se perforaron hasta los 6 m sin alcanzar la misma). Cada muestra se homogeneizó, rotuló y guardó inmediatamente en bolsas de polietileno transparente (2 bolsas por muestra) y en conservadora para evitar pérdidas de humedad. Se continuó con la perforación hasta penetrar ~50-100 cm del estrato saturado y se esperó a que se reestablezca el nivel estático para medir la profundidad de la napa freática (relativa a la superficie del suelo) con un metro de cinta metálica. Se colectó una muestra de agua del acuífero freático mediante un tubo de PVC cerrado en la base con una válvula de presión que permite el ingreso del agua pero no su salida. La muestra colectada se guardó en frasco de plástico (250 ml), el cual se rotuló, se selló su tapa y se guardó inmediatamente en conservadora hasta su traslado al laboratorio.

2.2.4 Determinaciones de laboratorio

Los análisis de laboratorio incluyeron las determinaciones de humedad gravimétrica (**Hg**), conductividad eléctrica (**CE_{1:2}**) y concentración de cloruros de la solución del suelo (**Cl_{sc}**) para cada estrato de suelo en todas las perforaciones realizadas. En los sitios en que se alcanzó la napa freática, los análisis también incluyeron las correspondientes mediciones de conductividad eléctrica (**CE_{WT}**) y cloruros presentes en la napa freática (**Cl_{WT}**).

Para la determinación del contenido de humedad gravimétrico (**Hg**) se extrajo una alícuota (150-200 g) de cada una de las muestras de suelo y se determinó su peso fresco (**Pf**) con balance de precisión ($2000 \pm 0,1$ g; Ohaus Traveler). La misma alícuota se secó en estufa a 105°C por 24 horas, hasta peso constante, y se pesó nuevamente para determinar su peso seco (**Ps**). El contenido de humedad gravimétrica se calculó según la siguiente ecuación:

$$Hg = (Pf - Ps) / Ps \quad (\text{Ec. 2.1})$$

Para los análisis físico-químicos, las muestras de suelo del campo se dejaron secar al aire por varios días. Una vez seca, cada muestra de suelo se tamizó destruyéndose los agregados mayores de 2 mm. Se preparó un extracto con 15 g de suelo seco y 30 g de agua destilada (relación suelo-agua 1:2), el cual se sometió a agitación por vaivén durante 12 h y se dejó decantar por 12 h más. Una vez decantada la fracción sólida, se midió la conductividad eléctrica del extracto 1:2 (**CE_{1:2}**) con un conductímetro que corrige automáticamente las lecturas por temperatura (Orion Modelo 105A+, Orion Research, Inc., MA, USA) para llevar los valores de conductividad eléctrica a la temperatura de referencia (25°C). El mismo extracto 1:2 se utilizó para la determinación de cloruros que se realizó con un electrodo de estado sólido selectivo para el ión cloruro (ORION 94-17BN, Thermo Electron Corporation) (Frankenberger Jr et al. 1996). Finalmente, se calculó la concentración de cloruros en la solución del suelo a partir de la medida en el extracto 1:2 según la siguiente fórmula:

$$Cl_{sc}(ppm) = Cl_{1:2}(ppm) * (30/15Hg + 1) \quad (\text{Ec. 2.2})$$

Adicionalmente, se calculó la cantidad de cloruros almacenados en la zona vadosa del suelo (desde el estrato superficial hasta la napa freática) según la siguiente ecuación:

$$Cl_{suelo}(kg\ m^{-2}) = \int_z^0 Cl_{sc}(ppm) / 1000 * Hv * dz \quad (\text{Ec. 2.3})$$

Donde **z** representa la profundidad de muestreo (cm) y **Hv** la humedad volumétrica calculada como el producto de la humedad gravimétrica (**Hg**) por la densidad aparente (**dap**), que tomó un valor promedio de $1,3\ g\ cm^{-3}$.

Las determinaciones de conductividad eléctrica y cloruros de las muestras de napa freática se realizaron con el mismo instrumental que el utilizado para las muestras de la zona vadosa del suelo. El único pre-tratamiento de las muestras de agua consistió en un filtrado simple para remover partículas de tierra (con filtro de papel Whatman n°42).

2.2.5 Mediciones geoeléctricas

Dada la alta variabilidad espacial en la salinidad y humedad del subsuelo que puede existir aún a escala intra-lote (Delin et al. 2000), se realizaron relevamientos geoeléctricos en los sitios **S1**, **S5** y **S6** atravesando lotes agrícolas y parches de monte para complementar y reforzar las mediciones precisas, pero de carácter puntual, obtenidas de las perforaciones para el muestreo del suelo. Para ello, se empleó un equipo portátil que mide la conductividad aparente (**CEa**) del suelo integrada hasta 6 m de profundidad, mediante el principio de inducción electromagnética (EMI). Se trata de un método no destructivo ni invasivo que permite obtener numerosas mediciones en poco tiempo para relevar la variabilidad espacial de las propiedades del subsuelo (Cook et al. 1989). La **CEa** es una medida ponderada de la conductividad eléctrica promedio del suelo hasta una profundidad dada, que depende del tipo y concentración de iones en la solución del suelo, la cantidad y tipo de arcillas, el contenido de humedad volumétrico y la temperatura y fase en que se encuentra el agua del suelo (Scanlon et al. 1999, Corwin y Lesch 2005). En general, **CEa** aumenta con el contenido hídrico del suelo, la cantidad de sales solubles y el contenido de arcilla (Scanlon et al. 1999, Dissataporn et al. 2001, Shahid 2013). El equipo utilizado (CMD-Explorer, GF_Instruments) presenta distintas configuraciones que suponen un compromiso entre la sensibilidad de la medición y la profundidad de muestreo. En este trabajo se trabajó con la configuración que permite realizar exploraciones más profundas (hasta 6 m) y que otorga mediciones de **CEa** integrada en 3 profundidades: **CEa_1** (hasta 2,2 m), **CEa_2** (hasta 4,2 m) y **CEa_3** (hasta 6,7 m) (GF_Instruments). Las mediciones de **CEa** incluyeron lecturas específicas sobre las perforaciones de muestreo (excepto los de más difícil acceso), de modo de correlacionar la **CEa** medida a campo con los distintos parámetros del suelo determinados en laboratorio (**H_v**, **CE_{1,2}**, y **CI_{suelo}** en estratos superficiales y profundos).

2.2.6 Mediciones continuas del nivel freático

Durante la segunda campaña se instalaron tres freatómetros permanentes para el monitoreo continuo del nivel de la napa freática en las perforaciones **S6M1**, **S6M2** y **S6A1**. Los freatómetros se construyeron con tubos de PVC de 10 cm de diámetro, que calzaban justo con el diámetro de las perforaciones realizadas. Los tubos de PVC se fueron acoplando por tramos hasta llegar a una profundidad de ~1 m por debajo del nivel freático medido. En el extremo inferior del freatómetro (enterrado) se hicieron ranuras para asegurar el libre movimiento del agua freática dentro y fuera del mismo. El extremo superior del freatómetro quedó ~80 cm sobre el nivel del suelo, se tapó con una cubierta plástica y se le realizaron ranuras laterales para asegurar que el aire dentro del freatómetro se encuentre en equilibrio con la presión atmosférica. Los bordes de los freatómetros se taparon al nivel del suelo con tierra apisonada de modo de evitar la entrada lateral de agua de lluvia. Las fluctuaciones del nivel freático se midieron con transductores de presión sumergibles (HOBO Water level logger, www.onsetcomp.com), ubicados dentro de los freatómetros, ~75 cm debajo del nivel de la napa freática. Los mismos fueron programados para registrar variaciones de presión con una frecuencia de 30 minutos, con las cuales se calculó la variación del nivel de la napa, con una precisión de 1 mm (Freeman et al. 2004). En uno de los freatómetros (**S6M1**) se colocó un transductor de presión adicional a la altura del nivel del suelo para registrar las variaciones temporales de la presión atmosférica y descontarlas de las lecturas registradas por los transductores sumergidos.

2.2.7 Estimación del drenaje y/o la recarga

Drenaje y recarga son dos términos que habitualmente se confunden y deben distinguirse. El drenaje es el agua que percola debajo de la zona de influencia de las raíces (*i.e.* no puede estar sujeta a evapotranspiración) por la zona vadosa (no saturada) del suelo cuando el contenido hídrico supera su capacidad de retención hídrica (capacidad de campo). La recarga, en cambio, es el drenaje que efectivamente llega a la napa freática (zona saturada) y provoca su ascenso (Scanlon et al. 2006, Scanlon et al. 2007b, Healy 2010). La recarga puede ser difusa, cuando ocurre en forma más o menos homogénea en un área, o focalizada cuando ocurre en sitios específicos de concentración de agua como cuerpos de agua o depresiones. Del mismo modo, el flujo de drenaje puede ser en forma de pistón (*piston flow*) cuando ocurre como un frente homogéneo que va desplazando el agua hacia horizontes más profundos, o a través de canales preferenciales (*preferential flow*), como grietas en el suelo o perforaciones de raíces, que producen drenaje profundo sin necesidad de humedecer todo el perfil del suelo (Scanlon et al. 2006). Por su parte, el término descarga implica el flujo de agua desde la napa a la atmósfera, ya sea por transpiración o evaporación directa desde el suelo.

2.2.7.1 Estimación de drenaje por desplazamiento del frente de cloruros

El método de desplazamiento del frente de cloruros (CFD, por su sigla en inglés; Allison y Hughes 1983) es uno de los más utilizados para estimar cambios en la tasa de drenaje como consecuencia de cambios en el uso de la tierra en regiones áridas y semiáridas (Walker et al. 1991, Scanlon et al. 2007b, Healy 2010). La aplicación de este método implica una serie de supuestos: i) el perfil de suelo de monte actual representa la condición prístina del suelo de los lotes agrícolas antes de ser desmontados (Walker et al. 1991, Silburn et al. 2009); ii) el movimiento de agua ocurre fundamentalmente en sentido vertical, sin aportes o salidas laterales, ii) el drenaje ocurre en forma de pistón y la recarga es difusa; iii) por debajo de la zona de las raíces de los cultivos (2 m) no existe evapotranspiración, el agua que drena se acumula en la zona vadosa hasta que excede su capacidad de retención y se desencadena el drenaje hacia el estrato inferior; iv) el monte consume exhaustivamente el agua de lluvia por lo que no existe drenaje profundo, desde profundidades relativamente bajas (1 m) los estratos de la zona vadosa están secos y prácticamente no modifican su contenido hídrico (Cook et al. 1989).

En ambientes áridos y semiáridos, donde el drenaje profundo suele ser mínimo o nulo, existen normalmente grandes cantidades de cloruro acumuladas en la zona vadosa del suelo bajo la vegetación nativa. En condiciones estacionarias (*i.e.* la entrada de cloruros con la lluvia no varía en el tiempo y el flujo vertical de agua es de tipo pistón), la distribución de los cloruros bajo la vegetación nativa suele presentar un patrón característico: los estratos superficiales del suelo presentan bajo nivel de cloruros, dado que su concentración en el agua de lluvia es baja y el cloruro almacenado se lava fácilmente con la infiltración de las lluvias. En estratos subsuperficiales poco profundos (<2 m), la concentración de cloruros se incrementa rápidamente con la profundidad debido a la absorción selectiva del agua por las raíces, por lo que puede distinguirse un frente de concentración de cloruros (*i.e.* un aumento abrupto en la concentración de cloruros por debajo de la zona lavada). La zona de absorción activa de las raíces puede presentar cierta variabilidad (por fluctuaciones del movimiento vertical del agua) pero por debajo de la misma la concentración de cloruros se mantiene relativamente constante (concentración de cloruros en estado estacionario, Cl_{eq}), reflejando la

concentración de cloruros con que el agua entra al acuífero a una tasa ínfima (Allison y Hughes 1983, Gardner et al. 1991, Walker et al. 1991).

Cuando la vegetación nativa es reemplazada por sistemas cultivados, ocurre un aumento en la tasa de drenaje profundo que arrastra los cloruros hacia estratos más profundos del suelo. Dado que el método se emplea para flujos de drenaje en forma de pistón, el desplazamiento de cloruros ocurre como un desplazamiento del frente de concentración. El método CFD consiste en estimar la tasa de drenaje (\mathbf{Dr}) a partir de la velocidad del desplazamiento aparente del frente de cloruros (\mathbf{v}_{FC}) y la humedad volumétrica media en la zona lavada (θ_w), según la siguiente ecuación (Allison et al. 1990, Scanlon et al. 2007b):

$$\mathbf{Dr} = \mathbf{v}_{FC} * \theta_w = \frac{(z_2 - z_1)}{(t_2 - t_1)} * \theta_w \quad (\text{Ec. 2.4})$$

Donde, z_1 y z_2 son la profundidad del frente de cloruros bajo la vegetación nativa y cultivada, respectivamente; y t_1 y t_2 , los momentos de desmonte y del muestreo, respectivamente. Este método permite reemplazar tiempo por espacio asumiendo que la condición actual del parche de monte es similar a la condición pre-desmonte del lote desmontado (Walker et al. 1991, Scanlon et al. 2007b).

El nuevo frente de cloruros representa el límite entre el agua almacenada en el suelo antes del desmonte (más profunda) y la que ingresó luego del mismo (más superficial). Como el agua que drena post-desmonte va desplazando al agua que estaba almacenada pre-desmonte, el frente de cloruros está rezagado respecto al frente de mojado que avanza primero. Cuando el frente de mojado finalmente alcanza la napa, ocurre recarga freática a la tasa de drenaje de la condición post-desmonte y con un alto contenido de cloruros (ascenso de napa y aumento de salinidad). Cuando eventualmente el frente de cloruros alcanza la napa, el drenaje continúa con la misma tasa pero sin aporte de sales (ascenso de napa con reducción de salinidad) (Cook et al. 1989, Jolly et al. 1989). De esta manera, los suelos que presentan un perfil totalmente lavado de cloruros, indican fehacientemente que hubo recarga freática, pero no permiten estimar con qué tasa de drenaje ocurrió (no puede establecerse z_2). Conservativamente, puede estimarse un valor mínimo de drenaje (\mathbf{Dr}^*) si se considera en el cálculo al nivel freático original como z_2 (Scanlon et al. 2007b). De igual modo, en situaciones en que el frente de cloruros aún no alcanzó la napa, puede estimarse un tiempo máximo para que ocurra recarga freática (\mathbf{T}_{rec}) a partir del cociente la profundidad de la napa (\mathbf{Pr}_{WT}) y la velocidad del desplazamiento aparente del frente de cloruros (\mathbf{v}_{FC}).

$$\mathbf{T}_{rec} = \mathbf{Pr}_{WT} / \mathbf{v}_{FC} \quad \dots(\text{Ec. 2.5})$$

Independientemente de la relación entre el movimiento del frente de cloruros y el del frente de mojado, en esta tesis sólo se consideró que hubo drenaje (\mathbf{Dr}) cuando el frente de cloruros se desplazó por debajo del estrato de influencia de las raíces de los cultivos (2 m). Cuando el frente de cloruros se movió dentro de la zona radical (0-2 m) se consideró que hubo movilización de sales sin drenaje ($\downarrow\mathbf{Cl}$), y cuando el frente alcanzó la napa freática y se registró un ascenso del nivel de la misma se consideró que hubo recarga (\mathbf{Rec}).

2.2.7.2 Estimación del drenaje a partir de fluctuaciones freáticas

La medición continua del nivel freático en **S6A1** permitió realizar una estimación adicional del drenaje en ese sitio. La recarga, **R** (o la descarga) se calcula como el producto de la variación en el nivel de napa registrada en un período de tiempo dado por el coeficiente de almacenamiento específico del acuífero freático (**Sy**) según la siguiente fórmula (Healy y Cook 2002):

$$R = \Delta Pr_{WT} / \Delta t * Sy \quad (\text{Ec. 2.6})$$

El coeficiente de almacenamiento específico representa la cantidad de agua que puede almacenar un suelo por encima de su capacidad de retención hídrica. Es un parámetro del suelo difícil de estimar que depende de la textura, de la distancia a la napa freática y del método y el tiempo empleado para su estimación. Se puede calcular, en forma aproximada como la diferencia entre el contenido hídrico de saturación y capacidad de campo. En este trabajo se empleó un rango de valores de **Sy** entre 0,05-0,12, según estimaciones propias de laboratorio y valores de referencia de la bibliografía para suelos franco-limosos (Healy 2010).

2.2.8 Análisis de los resultados

El impacto del cambio de uso sobre la distribución de agua y sales en el área de estudio se analizó con un test t de medias apareadas que comparó la situación de parches de monte nativo (**M1**) contra la de lotes agrícolas adyacentes de larga historia de uso (**A1**) en 5 sitios (**S1** a **S5**, n=5). Los parámetros evaluados fueron el contenido de humedad gravimétrico (**Hg**), la conductividad eléctrica en extracto 1:2 (**CE_{1:2}**) y la concentración de cloruros de la solución del suelo (**Cl_{sc}**) en la zona vadosa. También se comparó la profundidad (**Pr_{WT}**), conductividad eléctrica (**CE_{WT}**) y concentración de cloruros (**Cl_{WT}**) de la napa freática. Dada la importancia de los primeros dos metros de suelo para el crecimiento de los cultivos, el análisis de la zona vadosa se particionó en dos estratos (0-2 m y 2-5 m). El análisis se complementó con una interpretación de los perfiles de cloruros en la zona vadosa del suelo para determinar la condición hidrológica de cada lote desmontado (**SC**: sin cambios; **↓Cl**: desplazamiento incipiente de cloruros sin drenaje profundo, **Dr**: drenaje profundo; **Rec**: recarga freática).

Se realizaron además análisis de correlación entre las tres mediciones geoeléctricas (**CEa_1**, **CEa_2** y **CEa_3**) y distintos parámetros medidos en las muestras de suelo (**Hv**, **CE_{1:2}**, y **Cl_{suelo}** en estratos superficiales y profundos) para evaluar su utilidad en la caracterización espacial de la recarga/descarga freática. Se ajustó un modelo de regresión lineal entre las variables que mejor correlacionaron de modo de lograr una mejor interpretación de las lecturas geoeléctricas y se realizó un ANOVA en cada sitio para comparar la situación hidrológica entre dos lotes agrícolas y el parche de monte considerado como referencia de la condición prístina.

2.3. Resultados

2.3.1 Cambios registrados en los sitios de mayor historia agrícola

La comparación de sitios apareados indica que tras más de 40 años de haber sido desmontados, los lotes agrícolas presentan menor salinidad en la zona vadosa, un perfil del suelo lavado de cloruros y una napa freática más cercana a la superficie y menos salina que la de sus respectivos pares de monte nativo (Cuadro 2.2; Figs. 2.2 y 2.3). En los sitios evaluados, la conductividad eléctrica en la zona de crecimiento de las raíces de los cultivos (0-2 m) se redujo, en promedio, un ~80% ($CE_{1:2}$ de 1,8 a 0,3 $dS\ m^{-1}$) respecto al monte, lo que posibilita producir cultivos agrícolas sin mayores restricciones osmóticas para su crecimiento (Cuadro 2.2). Reducciones importantes en la salinidad también se observaron en estratos más profundos de la zona vadosa (2-5 m), donde $CE_{1:2}$ bajo agricultura fue ~50% menor que en el monte nativo ($CE_{1:2}$ de 2,5 a 1,3 $dS\ m^{-1}$). Los contrastes entre coberturas fueron aún mayores cuando la salinidad de la zona vadosa se evaluó a través del contenido de cloruros, donde los lotes agrícolas presentaron, en promedio, ~80% menos cloruros acumulados hasta los 5 metros, que sus correspondientes pares de monte nativo. En promedio, los cultivos agrícolas presentaron tres puntos más de humedad gravimétrica en la zona vadosa que los parches de monte nativo, pero estas diferencias no fueron significativas ($p > 0,05$). La profundidad de la napa freática medida bajo monte nativo varió entre 4,6 y 8 m, de acuerdo a la topografía regional, y tuvo un ascenso promedio de $\sim 0,67 \pm 0,2$ m en los lotes que llevan más de 40 años desmontados (Fig. 2.3a). Además del ascenso freático, se detectó una disminución de la conductividad eléctrica en el orden del ~43%, y un 67% menos de cloruros disueltos en la napa de los lotes agrícolas (Cuadro 2.2). Una extrapolación simple de estas tendencias indicaría que un eventual ascenso de la napa freática hasta la zona radical, *a priori*, no representaría un factor de estrés salino inmediato para los cultivos en los sitios más altos (**S1**, **S2** y **S3**), dada su progresiva dilución (Fig. 2.3b). Sin embargo, bajo las condiciones climáticas semiáridas de la región, la presencia de una napa cercana a la superficie muy probablemente genere nuevos procesos de concentración de sales por evapotranspiración, como comúnmente se observa en tierras bajo riego sin sistemas de drenaje efectivos.

Cuadro 2.2: Comparación de la zona vadosa y napa freática entre parcelas de monte nativo (S1M1, S2M1, S3M1, S4M1, S5M1) y lotes agrícolas de larga historia de uso (desmontados antes de 1972; S1A1, S2A1, S3A1, S4A1, S5A1). Los datos de la zona vadosa se distinguen en dos estratos: Un estrato superficial (0-2 m) que representa la zona de influencia de las raíces de los cultivos agrícolas y un estrato más profundo (2-5 m) que no estaría expuesto a procesos de descarga ni por evaporación ni por transpiración de los cultivos. La última columna indica la significancia estadística de las diferencias encontradas con la prueba t de medias apareadas: no significativo (ns), $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) ó $p < 0,001$ (***).

	Monte nativo	Agricultura	Dif. Media	Significancia
<i>Suelo</i>				
Humedad volum. 0-2m (%)	20 ± 2	23 ± 2	3,2	ns
Humedad volum. 2-5m (%)	25 ± 4	28 ± 2	3,2	ns
CE _{1,2} 0-2m (dS/m)	1,8 ± 0,5	0,3 ± 0,2	-1,5	*
CE _{1,2} 2-5m (dS/m)	2,5 ± 0,5	1,3 ± 0,5	-1,3	*
Cloruros 0-2m (kg/m ² suelo)	5,0 ± 1,6	0,4 ± 0,3	-4,7	*
Cloruros 0-5m (kg/m ² suelo)	12,4 ± 3,3	2,0 ± 1,2	-10,4	**
Cloruros zona vadosa (kg/m ² suelo)	15,9 ± 2,2	2,2 ± 1,2	-13,7	***
<i>Napa</i>				
Profundidad nivel freático (cm)	630 ± 70	563 ± 71	-66,8	**
CE napa (dS/m)	30,4 ± 1,8	17,2 ± 2,4	-13,2	**
Cloruros en napa (mg/L solución)	12780 ± 730	4226 ± 1315	-8553	***

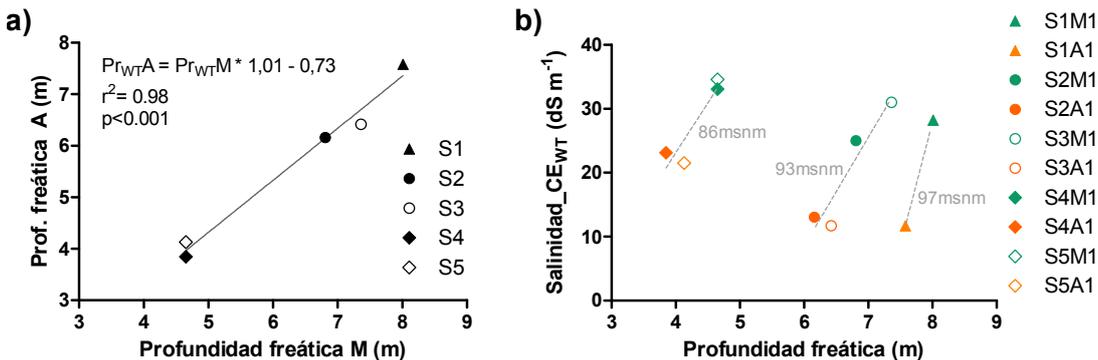


Figura 2.3: a) Relación entre la profundidad de la napa freática de lotes de larga historia de uso agrícola ($Pr_{WT} A$) y la de su respectivo par de monte nativo ($Pr_{WT} M$); b) Relación entre la conductividad eléctrica (CE_{WT}) y la profundidad de la napa freática (Pr_{WT}) en parches de monte nativo (verde) y lotes agrícolas (naranja), ubicados en 5 sitios de estudio (S1 a S5) representados con distintas figuras geométricas. Las líneas cortadas en b) indican los cambios en la napa freática agrupando los sitios según su altitud (msnm) indicada en letra gris.

Los patrones de distribución de cloruros en la zona vadosa del suelo sugieren cierta variabilidad regional en la salinidad del suelo en los sitios evaluados (Fig. 2.4). Los sitios de monte de mayor altitud presentaron un mayor espesor de la zona vadosa (napas más profundas) pero una menor concentración de cloruros por estrato. En el balance, la cantidad total de cloruros acumulados en la zona vadosa no difirió demasiado entre los montes muestreados (de 12 a 16 kg m⁻²), con excepción de S4M1, que presentó una cantidad mayor que el resto (24 kg m⁻²). Este último sitio presentó además un patrón de distribución vertical de cloruros diferente al de los demás, con concentraciones crecientes hacia la superficie del suelo lo que indicaría la preponderancia de procesos de descarga freática evapotranspirativa y concentración de sales en superficie (Dissatporn et al. 2001). El resto de los montes presentó un perfil típico, con

un frente de cloruros entre los 40 y 70 cm de profundidad, una zona de absorción activa de las raíces que llega hasta 2-2,5 m de profundidad por debajo de la cual se estabiliza la concentración de cloruros, con valores de Cl_{eq} entre 7000 (S1M1) y 12000 mg.L⁻¹ (S5M1), que guarda relación con los medidos en la napa freática.

Los sitios agrícolas muestran un claro lavado de los cloruros de la zona vadosa (Cuadro 2.2; Fig. 2.4). Esto es muy evidente en los sitios S1, S2 y S3 que prácticamente no acumulan cloruros en los primeros cinco metros de profundidad. Los sitios S4 y S5, que tienen la napa más cercana a la superficie, presentan concentraciones de cloruros considerables en la zona capilar por encima de la napa freática. Esto podría indicar un lavado incompleto del frente de cloruros, la existencia de un movimiento ascendente de cloruros por difusión (desde una napa con alta concentración a la solución de la zona vadosa de baja concentración) o bien una combinación de flujos ascendentes y descendentes por fluctuaciones de la napa freática, particularmente en S4A1, donde la misma presenta el nivel más cercano a la zona radical. El lavado de los cloruros en una segunda perforación realizada en S5 luego de 22 meses (S5A2) indicaría que, al menos en este sitio, el patrón de alta concentración de cloruros en el fondo de la zona vadosa sería de carácter transitorio y no un registro representativo de la historia hidrológica del lote. El lavado total de cloruros registrado en S1A1, S2A1, S3A1 y S5A2, y el nivel de napa medido en S4A1, evidencian claros procesos de recarga freática en los lotes de larga historia de uso agrícola. Si bien la ausencia de un frente de cloruros impide realizar una estimación más precisa, la tasa media de drenaje para lograr estas recargas debió ser mayor a 30-50 mm año⁻¹.

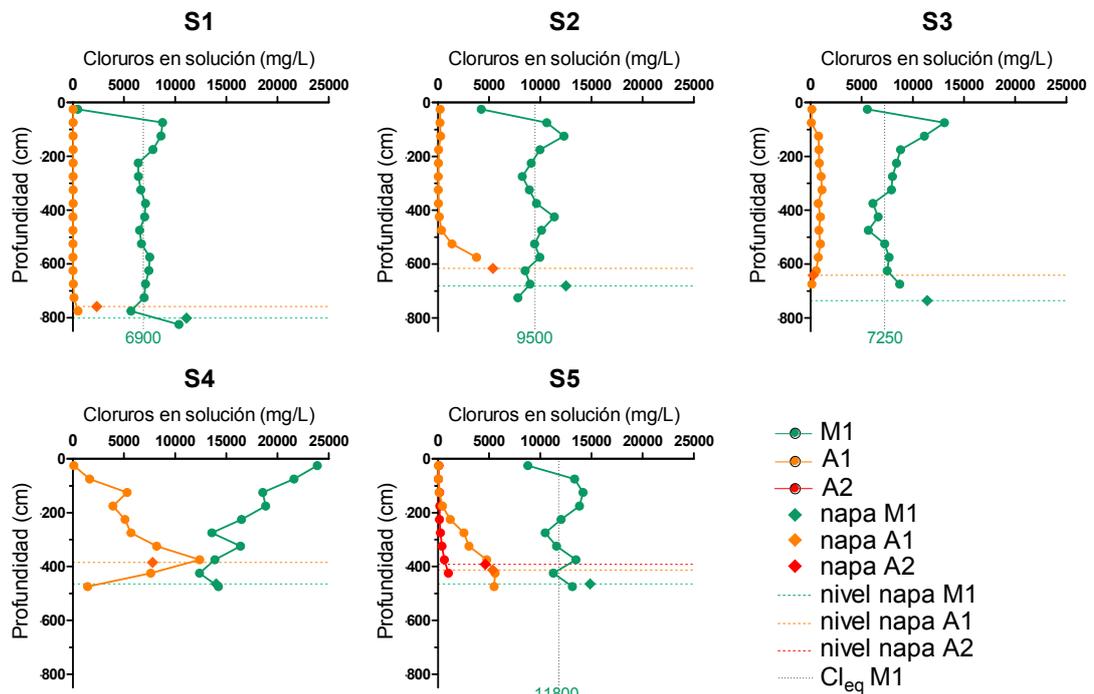


Figura 2.4: Perfiles de concentración de cloruros en la solución de la zona vadosa del suelo y en la napa freática bajo condición de monte nativo (M1) y de agricultura (A1) en 5 sitios pareados (S1 a S5). Las líneas cortadas indican el nivel de la napa freática bajo monte (verde) y agricultura (naranja). La línea punteada vertical indica la concentración de cloruros en estado estacionario del monte nativo (Cl_{eq}), excepto en S4M1 que no pudo ser determinada. En el sitio S5, se agregó un perfil adicional (A2) correspondiente a una perforación realizada 22 meses más tarde que el resto, en el mismo lote que S5A1.

3.2 Situación de lotes agrícolas más recientes

Perforaciones realizadas en lotes de desmonte más reciente (entre 6 y 20 años antes del muestreo) en los sitios **S1** y **S6**, presentaron condiciones hidrológicas muy variables, desde situaciones en las que no hubo movilización de sales o drenaje, hasta situaciones de recarga freática con lavado completo de cloruros (Cuadro 2.3; Fig. 2.5).

Cuadro 2.3: Condición hidrológica de parches de monte y de lotes agrícolas de desmonte reciente (6 a 20 años). La condición hidrológica, respecto al monte de referencia, se clasificó como: sin cambios apreciables (**SC**), desplazamiento de cloruros sin drenaje bajo la zona radical (**↓CI**), drenaje (**Dr**) o recarga freática (**Rec**). En el sitio **S1** se presenta como referencia, además del parche de monte (**S1M1**), un lote de larga historia de uso agrícola (**S1A1**).

	S1						S6						
	S1M1	S1A1	S1A2	S1A3	S1A4	S1A5	S6M1	S6M2	S6M3	S6A1	S6A2	S6A3	S6P1
<i>Suelo</i>													
Humedad volum. 0-2m (%)	15	25	19	19	22	23	18	14	17	22	16	22	20
Humedad volum. 2-5m (%)	19	25	25	22	28	29	22	18	25	28	20	28	25
CE _{1;2} 0-2m (dS/m)	1,3	0,1	1,2	2,1	0,7	0,2	2,4	0,4	0,5	0,2	0,2	0,3	1,0
CE _{1;2} 2-5m (dS/m)	2,7	0,6	4,0	4,5	4,7	1,0	6,6	3,6	5,0	2,1	2,8	0,3	3,7
Cloruros 0-2m (kg/m ² suelo)	1,9	0,0	0,9	3,4	0,6	0,0	2,7	0,4	0,5	0,1	0,0	0,0	1,3
Cloruros 0-5m (kg/m ² suelo)	5,8	0,0	6,2	8,0	5,8	0,0	8,0	5,8	7,0	3,0	1,6	0,1	7,1
<i>Napa</i>													
Profundidad nivel freático (cm)	801	758	-	-	-	570	730	757	633	610	742	495	679
CE napa (dS/m)	28,2	11,7	-	-	-	4,5	31,6	31,7	35,2	25,0	25,4	5,8	30,4
Cloruros en napa (mg/L solución)	11101	2337	-	-	-	13	8659	9587	11242	7650	6214	1501	10694
Año de desmonte	-	<1972	1995	1999	2006	1994	-	-	-	1995	1995	1993	2008
Tiempo desde el desmonte (años)	-	>40	18	14	7	19	-	-	-	18	18	20	6
Drenaje medio (mm.año ⁻¹)	-	>51	-	0	62	>75	-	-	-	48	40	>87	-
Tiempo hasta recarga (años)	-	0	101	inf	24	0	-	-	-	10	13	0	64
Condición hidrológica	-	Rec	↓CI	SC	Dr	Rec	-	↓CI	↓CI	Dr	Dr	Rec	↓CI

En el sitio **S1**, se registró recarga freática en una franja desmontada en 1994 (**S1A5**), evidenciada por una reducción en la conductividad eléctrica (**CE_{1;2}**) el lavado de los cloruros de la zona vadosa, y la presencia de una napa freática elevada (<6 m) y de baja salinidad (**CE** 4,5 dS m⁻¹, 13 mg L⁻¹ de cloruros). Otra perforación en el mismo lote, pero en un sector desmontado en 2006 (**S1A4**), sólo presentó síntomas de drenaje incipiente (alta **CE_{1;2}** y cantidad de cloruros en la zona vadosa con un frente de cloruros que apenas supera los 2 m de profundidad). Pese a llevar varios años desmontados los sitios **S1A2** (18 años) y **S1A3** (14 años), no registraron drenaje ya que presentaron alta conductividad y cantidad de cloruros desde estratos superficiales de la zona vadosa (<2 m). Todos los sitios agrícolas de **S1** presentaron mayor humedad en la zona vadosa que el parche de monte de referencia (**S1M1**).

La transecta de muestreo realizada en **S6** permitió analizar la variabilidad en la condición hidrológica no sólo entre lotes agrícolas, sino además entre sectores de un mismo parche de monte (Cuadro 2.3; Fig. 2.5). Considerando como referencia de la condición prístina a la perforación central del monte (**S6M1**), las dos perforaciones situadas en los bordes del parche (**S6M2** y **S6M3**), más próximas los lotes agrícolas, presentaron un desplazamiento del frente de cloruros de ~80 cm (Fig. 2.5). Esto sugiere un balance hídrico del suelo más positivo en la periferia del monte que en el centro (estarían percolando 5-7 mm año⁻¹), pero no supondría riesgo de drenaje ya que la vegetación nativa presenta una zona de exploración radical profunda para absorber cualquier exceso hídrico. En cuanto a los lotes agrícolas, tanto el lote ubicado al este

(S6A3) como el que está al oeste (S6A1 y S6A2) del parche de monte presentaron ascensos freáticos de distinta intensidad. La mayor recarga ocurrió en S6A3, donde se registró un lavado total de los cloruros de la zona vadosa (Fig. 2.5) y donde se verificó un mayor aumento del nivel de la napa freática (2,35 m mayor que S6M1) y una mayor reducción de su conductividad y cantidad de cloruros (Cuadro 2.3). El lote del oeste presentó una menor recarga, con un lavado parcial de cloruros hasta los 4 m de profundidad, un ascenso de napa de 1,2 m (que no se verificó en la periferia del lote; S6A2) y una reducción moderada en la conductividad y concentración de cloruros de la napa freática (Cuadro 2.3). Un tercer lote desmontado más recientemente y con una pastura implantada como cobertura (S6P1), sólo presentó un ligero desplazamiento del frente de cloruros, sin registrarse drenaje apreciable, pero sí un nivel freático más alto que la situación de monte de referencia. El conjunto de los muestreos realizados en S1 y S6 indican una alta variabilidad en las tasas de drenaje registradas, sin que ello se corresponda con la cantidad de años que los lotes llevan desmontados. La ocurrencia de ascensos freáticos sin lavado de cloruros sugiere además que el drenaje no necesariamente ocurre en forma de frente homogéneo, sino que habría canales preferenciales que contribuirían a que parte de la recarga ocurra en forma focalizada.

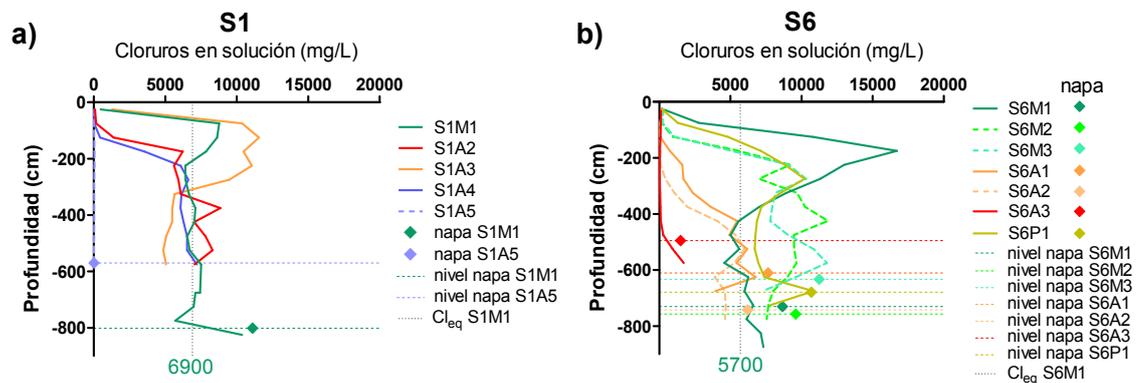


Figura 2.5: Perfil de cloruros en la solución de la zona vadosa de suelos bajo monte y lotes de cultivos de diferente tiempo desde el desmonte para los sitios S1 (a) y S6 (b).

2.3.3 Exploración geoelectrónica

La conductividad aparente (CEa) medida por geoelectrónica correlacionó positiva y significativamente con la cantidad de cloruros almacenados en la zona vadosa (Cl_{suelo}), y en menor medida con la conductividad eléctrica del estrato superficial ($CE_{1,2}$, 0-2 m) y la humedad volumétrica del estrato profundo (Hv , 2-5 m) (Cuadro 2.4). La mejor correlación se presentó entre la lectura CEa_1 (que en principio es más sensible en estratos superficiales) y la cantidad de cloruros almacenados hasta los 5 m de profundidad ($kg\ m^{-2}$). De esta manera, CEa_1 se utilizó como variable proxy de Cl_{suelo} hasta los 5 m, según la ecuación 2.7.

Las mediciones geoelectrónicas sugieren que existe una considerable variabilidad intra-lote en la cantidad de sales acumuladas en la zona vadosa, tanto en parcelas agrícolas como en parches de monte (Figs. 2.6 y 2.7). Los trayectos realizados en tres sitios de muestreo permitieron identificar sectores con muy baja carga de cloruros ($<1kg\ m^{-2}$), que posiblemente actúan como sitios de recarga focalizada. Ejemplos de ello son sitios aislados encontrados en S1 (Fig. 2.6a), cerca de S6A2 y en S6A3 y también abras

naturales del monte como la que está próxima a **S6M1** (Fig. 2.6c). Otros sitios, por el contrario, presentaron muy altos contenidos de sales como el monte de la perforación **S5M1**, que contrasta claramente con el lote agrícola adyacente, correspondiente a la perforación **S5A2** (Fig. 2.6b).

Cuadro 2.4: Análisis de correlación entre tres mediciones de conductividad aparente medidas por geoelectrónica (**CEa_1**; **CEa_2**; **CEa_3**) y parámetros de suelo relacionados determinados en laboratorio (**Hv**: humedad volumétrica, **CE_{1:2}**: conductividad eléctrica del extracto 1:2 y **Cl_{suelo}**: cantidad total de cloruros por metro cuadrado; los valores entre paréntesis indican el rango de profundidad abarcado). El cuadro presenta los coeficientes de correlación de Pearson y su significancia estadística: ns (no significativo $p > 0,05$), * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) y *** ($p < 0,001$).

	Hv (0-2m)	Hv (2-5m)	CE _{1:2} (0-2m)	CE _{1:2} (2-5m)	Cl _{suelo} (0-2m)	Cl _{suelo} (0-5m)
CEa_1	0,25 ns	0,48 ns	0,69 **	0,38 ns	0,79 ***	0,83 ***
CEa_2	0,25 ns	0,50 *	0,67 **	0,39 ns	0,77 ***	0,82 ***
CEa_3	0,35 ns	0,56 *	0,57 *	0,35 ns	0,68 **	0,74 ***

$$Cl_{suelo}(0 - 5m)(kg/m^2) = CEa_1 (dS/m) * 0,135 - 5,01 \quad r^2=0,69; p<0,001 \text{ (Ec. 2.7)}$$

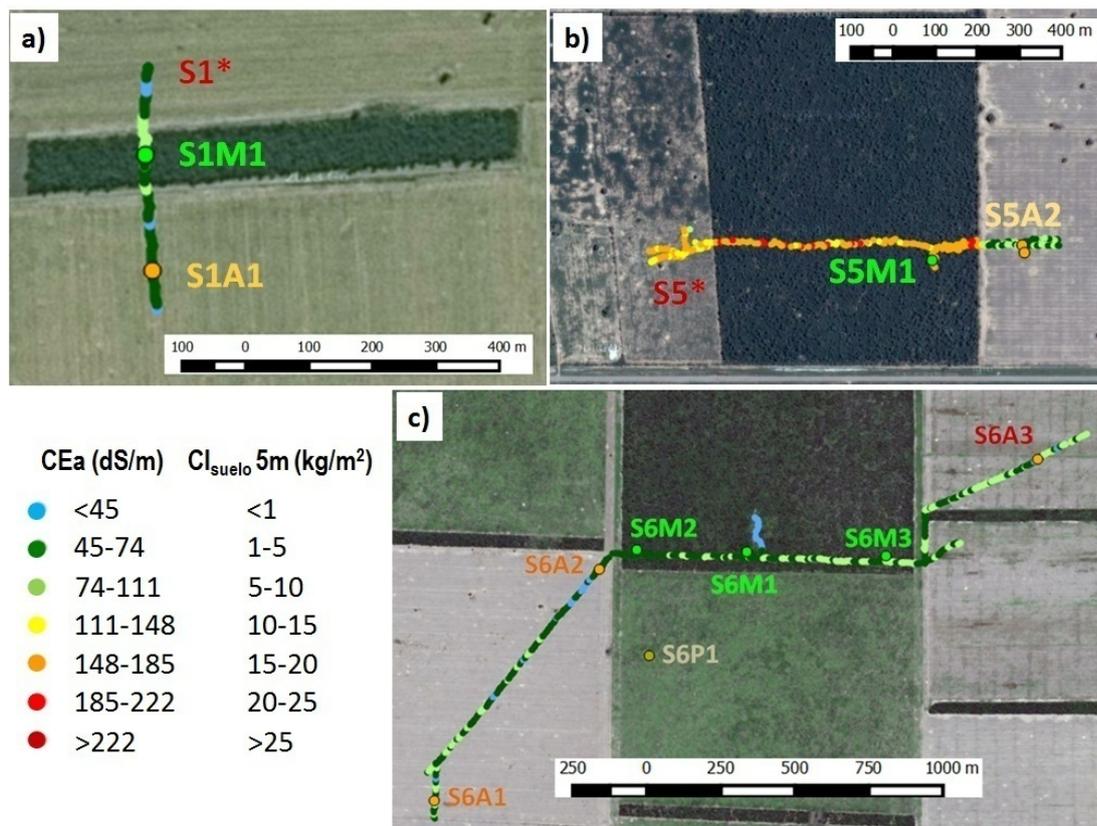


Figura 2.6: Trayectos relevados por inducción electromagnética en los sitios S1 (a), S5 (b), y S6 (c). Se presenta una escala colorimétrica graduada para indicar los valores de **CEa** medidos o la cantidad de cloruros calculada hasta los 5 m de profundidad (kg m⁻²). Los lotes relevados se identifican con el nombre de la perforación correspondiente. Los lotes que no cuentan con perforación se identifican con el nombre del sitio y un asterisco.

La cantidad de mediciones obtenidas por geoelectrónica, no sólo permitió caracterizar mejor la heterogeneidad interna de los lotes sino además comparar estadísticamente la situación de salinidad de lotes diferentes. Si bien los trayectos realizados no cubrieron la variabilidad total de los lotes/parches relevados, se encontraron diferencias significativas en la conductividad eléctrica aparente medida en diferentes coberturas (Fig. 2.7). En términos generales, los parches de monte presentaron mayor cantidad de sales que los lotes desmontados. Esto fue particularmente evidente en **S5**, donde el monte nativo (**S5M1**) presentó gran cantidad de sales en la zona vadosa (CI_{suelo} 15-20 kg m^{-2}), que fueron mayormente lavadas en el lote de larga historia agrícola **S5A2** ($CI_{\text{suelo}} \sim 5 \text{ kg m}^{-2}$), y en mucho menor medida en el lote **S5A*** ($CI_{\text{suelo}} \sim 15 \text{ kg m}^{-2}$), desmontado en 2007. Las diferencias fueron menos marcadas en los otros dos sitios, **S1** y **S6**, donde la cantidad de sales bajo monte nativo fue menor ($CI_{\text{suelo}} \sim 5 \text{ kg m}^{-2}$). En **S1**, los dos lotes agrícolas (desmontados antes de 1972 y entre 1976 y 1980, respectivamente) presentaron cerca de la mitad de las sales presentes en el monte ($CI_{\text{suelo}} \sim 2,5 \text{ kg m}^{-2}$). En **S6**, sólo **S6A1** difirió significativamente del monte ($CI_{\text{suelo}} \sim 3,5 \text{ kg m}^{-2}$) mientras que **S6A3**, que en los muestreos de laboratorio había presentado un lavado total de los cloruros de la zona vadosa (Cuadro 2.3 y Fig. 2.5b), presentó un nivel de salinidad medio similar ($CI_{\text{suelo}} \sim 5 \text{ kg m}^{-2}$) al del monte nativo. Los valores de **CEa** medidos en **S6A3** indican por un lado una alta heterogeneidad intra-lote, y por otro que la situación muestreada en la perforación **S6A3** ($CI_{\text{suelo}} < 2 \text{ kg m}^{-2}$) no sería representativa de la condición media de salinidad del lote ($CI_{\text{suelo}} \sim 5 \text{ kg m}^{-2}$).

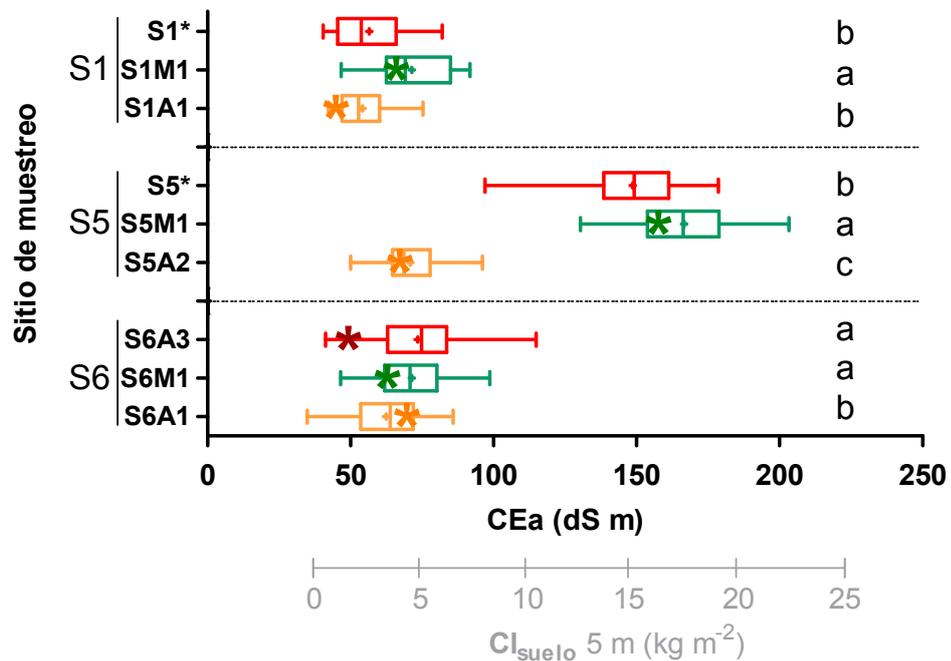


Figura 2.7: Conductividad eléctrica aparente (**CEa**) medida por inducción electromagnética (EMI) en lotes agrícolas y parches de monte de tres sitios de muestreo (S1, S5, S6). Las letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre lotes de un mismo sitio de muestreo. Los asteriscos indican la **CEa** medida sobre perforaciones de muestreo realizadas en los respectivos lotes. Se presenta además un eje x adicional que indica la cantidad de cloruros almacenados en 5 m de la zona vadosa (CI_{suelo}) calculada a partir de **CEa**.

2.3.4 Fluctuación temporal del nivel freático

En la figura 2.8, se presenta el nivel freático diario registrado durante 15 meses (mayo de 2013 a julio de 2014) en tres perforaciones del sitio **S6**, dos en el monte (**S6M1** y **S6M2**) y una en un lote agrícola cercano (**S6A1**). Durante todo el período analizado, el nivel freático del lote agrícola estuvo por encima del registrado en el monte nativo, con una diferencia máxima de 1,8 m a fines de octubre y una diferencia mínima de 0,8 m a principio de marzo. A pesar de que los freatómetros estaban relativamente cerca (1,2-1,5 km), la dinámica de la freática entre los dos tipos de cobertura estuvo totalmente desacoplada. Las dos situaciones de monte presentaron patrones muy similares. Durante la estación seca, de mayo a octubre, el nivel freático bajo monte fue profundizándose a una tasa decreciente hasta alcanzar los ~8 m de profundidad. La baja tasa de reducción y el hecho de que el nivel freático de las dos perforaciones coincidiera en ~8 m sugieren que éste sería el límite de profundidad de utilización del agua freática por las raíces de la vegetación nativa en el parche muestreado.

Durante la estación húmeda, la napa freática del monte presentó fuertes fluctuaciones en el rango de profundidad de 7-8 m, con alternancia de ascensos marcados ($3-7 \text{ cm d}^{-1}$) luego de eventos de lluvia grandes ($>40 \text{ mm}$) y descensos sostenidos principalmente durante períodos sin lluvia de diciembre y enero (Fig. 2.9a). La magnitud y rapidez de la respuesta a la precipitación (sumado a la presencia de sales en la zona vadosa) sugieren que los ascensos freáticos no son producto de la recarga directa desde la zona vadosa suprayacente, sino más bien de la distensión del gradiente hidráulico que se genera cuando la vegetación consume agua de napa activamente. Al disponer de agua de lluvia de fácil acceso y menor conductividad, la vegetación reduce el consumo de napa lo que tiende a estabilizar el potencial hidráulico con el de las zonas circundantes (de menor profundidad freática). Al agotarse el recurso hídrico superficial, y en ausencia de nuevas precipitaciones, se reestablece el consumo de la napa y la depresión de su nivel a una tasa que dependería de la demanda ambiental. Durante los meses de mayor demanda, diciembre y enero, el nivel de la napa descendió a razón de $2-3 \text{ cm d}^{-1}$ que, asumiendo un rendimiento específico entre 0,05 y 0,12 para un acuífero de textura franco-limosa (Healy 2010), correspondería a un descarga de $1,0 - 3,6 \text{ mm d}^{-1}$. Al final del período de lluvias la napa se encontró a ~7 m de profundidad, y durante la segunda estación seca el nivel freático descendió gradualmente hasta el nivel registrado al inicio del período estudiado, con una descarga media entre junio y julio de $0,2 - 0,6 \text{ mm d}^{-1}$.

La napa freática bajo el lote agrícola presentó mucho menos oscilaciones (*i.e.* la diferencia entre la profundidad máxima y mínima registradas fue ~0,4 m) y fue más independiente de los eventos de lluvia individuales. Desde principios de mayo hasta fines de febrero (mediados de la estación húmeda) se registró una disminución relativamente constante del nivel freático ($-0,5 \text{ mm d}^{-1}$) que correspondería a procesos de descarga por flujo subsuperficial, dado que el nivel freático se encuentra muy por debajo de la zona alcanzable por las raíces del cultivo. En ausencia de procesos de recarga, y asumiendo el mismo rango de valores de rendimiento específico, la depresión del nivel de napa sería de 19 cm año^{-1} y una descarga subsuperficial anual de $10 - 23 \text{ mm año}^{-1}$. Desde fines de febrero se registró un ascenso gradual del nivel freático que no parece responder a eventos de lluvia puntuales, sino a la coincidencia de lluvias sobre un suelo humedecido por la acumulación de varios pulsos de precipitación anteriores (Fig. 2.9b). La recarga alcanzó valores máximos de 2 mm d^{-1} en marzo, y prosiguió en forma decreciente hasta el final del período analizado ($0,5 \text{ mm}$ cada 10 días), cuando se

registró un nivel de napa 30 cm más alto que el registrado inicialmente. La recarga acumulada estimada bajo agricultura, descontando la descarga subsuperficial, fue de 23 -56 mm en 15 meses.

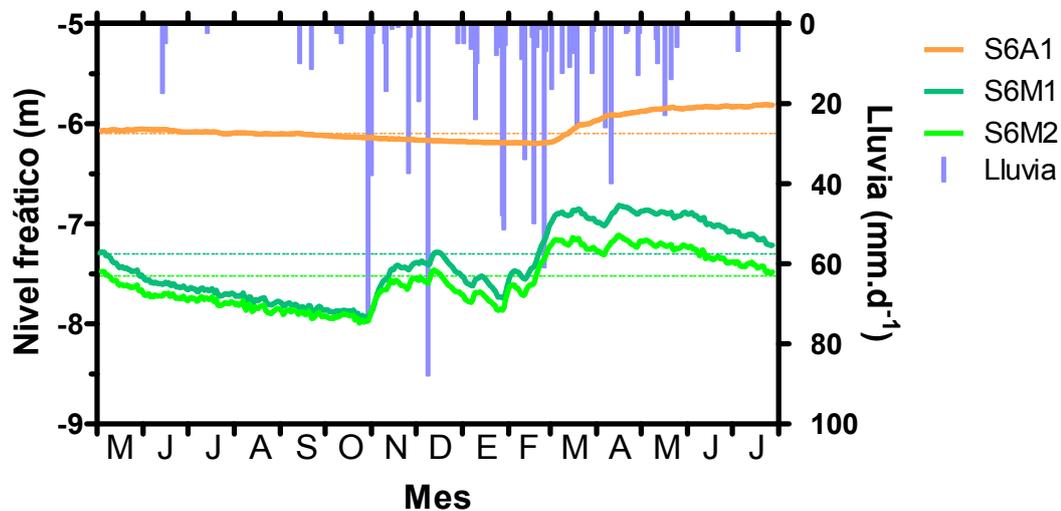


Figura 2.8: Nivel freático diario registrado en un período de 15 meses (mayo de 2013 a julio de 2014) en tres perforaciones del sitio S6, dos en el monte (S6M1 y S6M2, en verde) y una en un lote agrícola (S6A1, en naranja). Las barras celestes indican la precipitación diaria y las líneas punteadas indican el nivel freático registrado en cada perforación al momento de instalar los freatómetros.

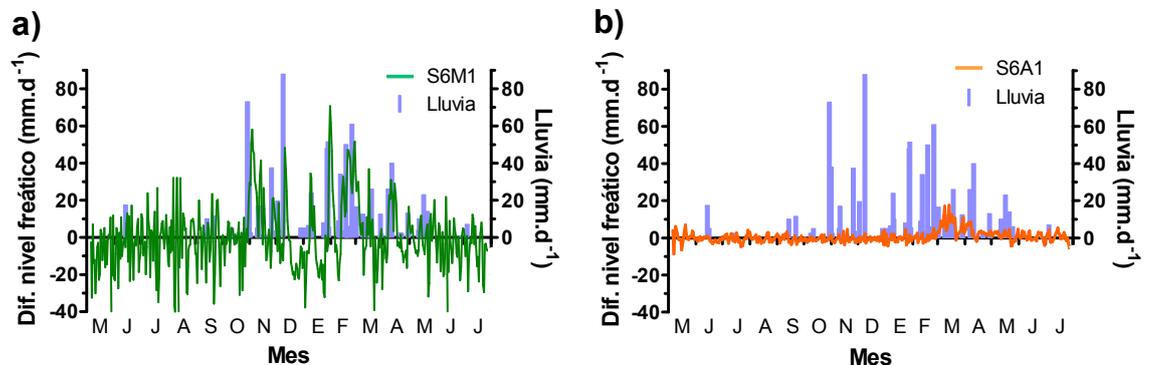


Figura 2.9: Precipitación y variación diaria del nivel freático en un parche de monte (a) y en un lote agrícola (b). Por claridad, en (a) se presentan los registros de una sola perforación (S6M1).

2.4. Discusión

La situación hidrológica en el área agrícola de Bandera indica un alto riesgo de salinización secundaria o “*dryland salinity*”. En los sitios muestreados, la agricultura se desarrolla sobre lotes con niveles freáticos relativamente someros (<4-7,5 m de profundidad), y tenores de salinidad del agua subterránea potencialmente perjudiciales para los cultivos agrícolas (generalmente, $CE \sim 10-25 \text{ dS m}^{-1}$). La cantidad de sal acumulada en la zona radical de los relictos de monte nativo ($2-10 \text{ kg m}^{-2}$ hasta 2 m, $6-24 \text{ kg m}^{-2}$ hasta 5 m) se encuentra en un rango similar al que presentan otros sitios amenazados como la cuenca del Río Murray-Darling en Australia (Tolmie et al. 2003,

Radford et al. 2009). Sin embargo, como los lotes agrícolas presentan generalmente un perfil lavado de sales en la zona de la rizósfera (salvo excepciones, $CE_{1,2} < 1 \text{ dS m}^{-1}$, $< 1 \text{ kg Cl}^{-} \text{ m}^{-2}$ hasta los 2 m de profundidad) y la profundidad de la napa aún no tendría injerencia en el crecimiento de los cultivos en la mayoría de los casos (Nitsch 1998, Nosetto et al. 2009), los síntomas del deterioro todavía no serían evidentes para los productores locales. Entre los sitios relevados, el riesgo parece agravarse en los sitios **S4** y **S5**, próximos a la localidad de Bandera, que presentan las napas más superficiales y saladas y una mayor concentración de sales en el perfil del suelo.

El potencial riesgo hidrológico en el área de estudio no estaría determinado sólo por la posición y salinidad de la napa en la actualidad, sino por la posibilidad de que el drenaje profundo genere recarga y el ascenso de un acuífero freático salino (Tolmie y Silburn 2004). En este aspecto, la cobertura vegetal tiene una fuerte influencia en la generación y tasa del drenaje profundo. El mayor contraste se encontró entre sitios de monte nativo y sitios desmontados para uso agrícola o ganadero. Por un lado, la baja humedad, alta conductividad eléctrica y alta concentración de cloruros en la zona vadosa bajo monte nativo, son evidencia de un flujo mínimo o nulo de drenaje profundo como consecuencia del uso exhaustivo del agua de lluvia (Scanlon et al. 2007b, Jobbágy et al. 2008). En contraposición, casi todos los sitios agrícolas muestreados evidenciaron, en mayor o menor grado, perfiles de suelo lavados de sales y cloruros, mayor humedad en profundidad y un nivel freático más alto que en los sitios de monte adyacentes, considerados como referencia de la condición prístina. Situaciones similares se han informado en un sinnúmero de trabajos en otras planicies semiáridas del mundo (Tolmie et al. 2003, Scanlon et al. 2005b, Scanlon et al. 2006, Radford et al. 2009) e incluso en otras zonas del Chaco semiárido (Nitsch 1995, 1998, Amdan et al. 2013) y el Espinal (Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Contreras et al. 2013, Marchesini et al. 2013).

Existe además una alta variabilidad en el drenaje y/o recarga de los sitios desmontados. En términos generales, los lotes de mayor historia de uso agrícola (desmontados antes de 1972) evidenciaron claros procesos de recarga freática, con un lavado total de los cloruros de la zona vadosa y niveles freáticos 70 cm más altos que la correspondiente situación de monte. La intensidad en el lavado de cloruros sugiere la ocurrencia de altas tasas de drenaje, que según nuestros cálculos, superaron los 30-50 mm año^{-1} . Por su parte, lotes desmontados más recientemente presentaron una diversidad de condiciones hidrológicas, desde situaciones sin drenaje ni movilización aparente de sales (**S1A3**) hasta situaciones de recarga freática con lavado completo de los cloruros de la zona vadosa (**S1A5** y **S6A3**). Esta variabilidad no se explicaría por el tiempo que los lotes llevan desmontados, sino por diferencias en las tasa media de drenaje post desmonte que varió entre 0 y $> 85 \text{ mm año}^{-1}$. Estas diferencias entre lotes pueden deberse a múltiples factores como la variabilidad espacial en la precipitación (Allison et al. 1990), el tipo y manejo de cultivos empleado en cada caso (Zhang et al. 1999, Paydar et al. 2005), el sistema de labranza (O'Leary 1996, Tolmie y Radford 2004), variaciones en la microtopografía (Delin et al. 2000) o en la permeabilidad de los estratos superficial y subterráneos del suelo (Allison et al. 1994, Scanlon et al. 2006, Radford et al. 2009), entre otros (Tolmie y Silburn 2004, Healy 2010). La importancia de los factores edáficos o microtopográficos, difícilmente discernibles a campo, quedó manifiesta con las mediciones geoeléctricas que indicaron una alta variabilidad intra-lote en los cloruros de la zona vadosa (y por lo tanto en la tasa de drenaje) a igualdad de condiciones de vegetación, clima y manejo.

Las estimaciones de drenaje de carácter puntual, como el método de desplazamiento de frente de cloruros, proveen información muy valiosa, que integra muchos años de la historia hidrológica del sitio muestreado, pero son muy sensibles a la variabilidad espacial intra-lote del drenaje, y a la situación que es tomada como referencia de la condición prístina. A modo de ejemplo, la información obtenida de la perforación **S6A3** indicaría que el lote correspondiente tuvo una tasa muy alta de drenaje post-desmote ($>83 \text{ mm año}^{-1}$) mientras que las mediciones geoeléctricas indicarían que la situación muestreada representa un micro-sitio de recarga focalizada, no representativo de la condición general del lote. En mediciones futuras, sería recomendable hacer un relevamiento geoeléctrico de los lotes a muestrear antes de realizar las perforaciones, de modo de complementar la inspección visual durante la elección del sitio de muestreo. Sería recomendable además, si el tiempo y los costos lo permiten, hacer más de una perforación por lote de modo de abarcar mejor su variabilidad (Allison et al. 1994). Si bien no existe una relación universal entre la conductividad aparente (**CEa**) y la conductividad eléctrica del suelo (**CEe**) o la cantidad de sales (Shahid 2013), una calibración adecuada de las mediciones geoeléctricas con datos de análisis de suelo permitiría una caracterización más rápida, detallada y representativa de la condición hidrológica de la situación muestreada, y la ubicación en el espacio de las zonas de mayor recarga o descarga (Cook et al. 1989, Scanlon et al. 1999, Dissataporn et al. 2001). El momento de muestreo también puede ser determinante para las estimaciones de drenaje o recarga freática, particularmente en situaciones en que la vegetación tiene acceso a la napa y provoca fuertes fluctuaciones en su nivel. No es lo mismo considerar como referencia de la condición prístina al nivel de la napa freática bajo monte durante la estación seca, que durante la estación húmeda. La recomendación en este caso sería realizar el muestreo hacia fines de la estación seca (fin de setiembre a principio de octubre), cuando las fluctuaciones freáticas bajo ambas coberturas son menores.

Los resultados obtenidos indican que la región agrícola de Bandera presenta los tres factores precursores de la salinización secundaria señalados por Tolmie et al. (2003): una alta carga de sales en la zona vadosa, la presencia de una napa freática (salina) capaz de transportar sales disueltas a la superficie y la existencia de tasas de drenaje capaces de generar recarga y ascenso de la napa freática. Además, el área de estudio presenta dos agravantes importantes respecto a otras regiones amenazadas: una zona vadosa de poco espesor y una topografía extremadamente plana que limitaría la eliminación superficial de los excesos hídricos y las sales disueltas (Jobbágy et al. 2008, Amdan et al. 2013). Registros históricos de principios de siglo indican que la presencia de una napa freática somera y salina (8-10 m, salinidad: $12,3 \text{ g L}^{-1}$) siempre fue una característica inherente a este sistema y no una consecuencia del cambio de uso (Alfredo Martín, comunicación personal). Sin embargo, en la actualidad no sólo el nivel freático medio estaría más cerca de la superficie sino además el área de recarga potencial, representada por la superficie de cultivos agrícolas y pasturas, supera en varias veces a las zonas sin recarga de monte nativo. Las altas tasas de drenaje estimadas en los sistemas agrícolas y el escaso espesor de la zona vadosa del suelo determinarían que los tiempos de respuesta entre el aumento del drenaje por el cambio de uso y la manifestación de salinidad por el ascenso freático sean mucho más rápidos que en otros sitios (Sophocleous 2012). Si se considera además la notable expansión del área agrícola (i.e. área de recarga potencial) en los últimos 25 años, los procesos de drenaje, recarga y ascenso freático deberían estar acelerándose a nivel regional.

Si bien algunos de los sitios muestreados ya muestran claras evidencias de recarga freática, la napa todavía se encuentra profunda como para constatar daños por salinización en los cultivos (Nitsch 1998). Con el ascenso de la napa freática también se registró una reducción de su conductividad, ya que el drenaje en los sitios de recarga atraviesa una zona vadosa lavada de sales. Es posible que bajo las zonas de recarga se estén formando lentes de agua relativamente dulce sobre el acuífero freático salino, que pueden representar transitoriamente una fuente de agua útil para los cultivos (Fariña Larroza y Irrazábal Sosa 1995, Junker 1995, Larroza Cristaldo 2002). Esta estratificación de la conductividad eléctrica del agua freática podría corroborarse fácilmente con mediciones geoelectricas por sondeo eléctrico vertical (Jobbagy y Jackson 2004, Jayawickreme et al. 2014). No obstante, en la medida que la recarga regional siga aumentando y el agua freática empiece a ser consumida por los cultivos, la salinidad del agua se irá incrementando e irá afectando gradualmente la capacidad evapotranspirativa de los cultivos. Una mayor recarga, consecuencia de una menor capacidad de descarga, determinará que eventualmente la napa freática alcance estratos más superficiales, ascienda por capilaridad, y concentre en la superficie del suelo gran cantidad de sales por evaporación directa (Nitsch 1995, Puchulu 2008).

Los bosques nativos podrían cumplir un rol fundamental en la regulación hidrológica, ya que no sólo utilizan exhaustivamente el agua de lluvia, minimizando el drenaje profundo (y probablemente la escorrentía) sino que además consumen activamente agua de napas muy salinas (32 dS m^{-1}). Esto por un lado contribuiría a mantener el nivel freático en profundidades “seguras” para la actividad agrícola (Glatzle et al. 2001), pero por el otro tendería a concentrar sales en la zona de absorción de la napa, por la descarga evapotranspirativa del monte nativo (Thorburn et al. 1993, Jobbagy y Jackson 2004, Jobbagy y Jackson 2007, Noretto et al. 2013). Si bien estudios ecofisiológicos realizados en el Chaco Paraguayo indican que varias especies nativas son capaces de crecer en condiciones de extrema salinidad y napa freática somera (Mitlöehner 1998, Mitlöehner y Koepp 2007), la gradual acumulación de sales podría afectar su funcionamiento y rol regulador en el futuro (Thorburn et al. 1993, Thorburn 1997, Morris y Collopy 1999, Jobbagy y Jackson 2004, Noretto et al. 2008). De cualquier forma, la extensión y distribución actual de los relictos de monte nativo (~10% de la superficie, en pequeños parches aislados) y la baja conductividad saturada de los finos sedimentos del área de estudio, determinarían que el rol de la vegetación nativa como regulador hidrológico a nivel regional, sea prácticamente nulo.

2.5. Conclusión

El área de estudio denota un alto riesgo de salinización secundaria. Además de presentar condiciones naturales predisponentes, como un relieve extremadamente plano, un alto contenido de sales en el perfil del suelo y napas freáticas salinas relativamente cercanas a la superficie, los lotes agrícolas, que representan la mayor proporción de la matriz del paisaje, presentan niveles variables de drenaje profundo que eran inexistentes en la condición original dominada por el monte nativo. Dado que el nivel freático aún se encuentra por debajo de la zona de influencia de las raíces de los cultivos, al menos en los sitios muestreados, no se detectaron síntomas de daños por salinización. Sin embargo, la profundidad y salinidad de la napa freática actuales y la creciente superficie expuesta a procesos de recarga freática hacen suponer que en el corto plazo podrían aparecer las primeras manifestaciones de *dryland salinity*.

CAPITULO 3

Evolución productiva e hidrológica de la agricultura del Chaco Seco en la última década.

3. Evolución productiva e hidrológica de la agricultura del Chaco Seco en la última década.

3.1 Introducción

En ambientes áridos y semiáridos, donde el agua es el principal recurso limitante, las principales decisiones en los sistemas agrícolas de secano pasan por cómo manejar el recurso hídrico (Nielsen et al. 2005, Bert et al. 2006). Dada la gran variabilidad interanual que caracteriza a la oferta hídrica en estos ambientes, existen diversas estrategias para administrar el uso del agua que pueden asociarse a dos grandes grupos (Scheierling et al. 2012): En un extremo, las estrategias **conservativas** hacen un uso moderado del agua, empleando cultivos de bajos costos de producción, para reducir el riesgo agrícola a un nivel aceptable y minimizar la probabilidad de fracaso ante una baja disponibilidad hídrica (Sadras 2002). En el otro extremo, las estrategias **intensivas** hacen un uso exhaustivo del agua buscando maximizar la productividad del recurso más limitante, empleando cultivos de alto valor para obtener un mayor resultado económico (Sadras et al. 2003). Más allá del impacto sobre la rentabilidad o el riesgo económico de las empresas agrícolas, la elección de uno u otro tipo de estrategias supone cambios hidrológicos no del todo entendidos que pueden tener serias consecuencias futuras sobre la aptitud productiva de los agroecosistemas semiáridos (Sadras y Roget 2004).

La alta variabilidad en la oferta hídrica y alta frecuencia de períodos de déficit en los ambientes semiáridos, determinan que los agricultores de secano empleen mayoritariamente prácticas de manejo que hacen un uso conservativo del agua disponible (Sadras 2002, Rockström et al. 2003, Nielsen et al. 2005). Ejemplos de estas prácticas son la utilización de períodos de barbechos largos (O'Connell et al. 1995, Lenssen et al. 2007) y el empleo de fechas de siembra tendientes a acumular más agua en el suelo (Muchow et al. 1994) y/o a hacer coincidir el ciclo de los cultivos (y su período crítico) con los momentos de mayor precipitación y/o menor demanda ambiental (Bert et al. 2006, Calviño y Monzon 2009). También incluyen el uso de genotipos de ciclo corto (Debaeke y Aboudrare 2004, Merrill et al. 2007) o arreglos espaciales de baja densidad y uniformidad (Vigil et al. 2008, Connor et al. 2011b) que implican un menor consumo del agua y/o una mejor distribución del mismo entre las etapas vegetativa y reproductiva (Passioura 2006), y que dejan más agua remanente para el cultivo subsiguiente (Abunyewa et al. 2011). Estas prácticas son empleadas tanto en sistemas de subsistencia como en sistemas agrícolas de los países más desarrollados, y apuntan a amortiguar el efecto que la variabilidad climática, y los ciclos secos en particular, tienen sobre el resultado económico/productivo de la actividad agrícola (Messina et al. 1999, Jones et al. 2000, Bert et al. 2006). El empleo de estrategias conservativas permite lograr rendimientos regulares en la mayoría de las campañas (*i.e.* “asegurar un piso de rendimiento”), pero suponen un alto costo de oportunidad de lograr muy buenos resultados productivos en los años húmedos (Sadras 2002, Sadras et al. 2003, Scheierling et al. 2012). Además, su bajo retorno económico puede limitar la inversión en tecnologías que hagan un uso más eficiente del agua (*i.e.* fertilización) o la inclusión de cultivos de mayor valor y costos de producción en la rotación (Binici et al. 2003, Sadras et al. 2003, Sadras y Roget 2004). En el otro extremo, las estrategias intensivas procuran maximizar la transpiración de los cultivos y minimizar los flujos de agua no productivos (evaporación, escorrentía y drenaje profundo) para obtener rendimientos cercanos al máximo alcanzable de cada región (Turner 2004, Sadras y Angus 2006). Estas estrategias incluyen prácticas como el doble cultivo (Caviglia et al.

2004, Diaz-Ambrona et al. 2005), la reducción de los períodos de barbecho (Farahani et al. 1998a), la elección de cultivos y genotipos de alta respuesta a la calidad ambiental (Sadras y Roget 2004), el empleo de fechas de siembras que maximicen el rendimiento (Bert et al. 2006), la fertilización estratégica (Caviglia y Sadras 2001, Moeller et al. 2009) y el uso de arreglos espaciales densos y uniformes (Connor et al. 2011b). Otras prácticas, como la conservación de rastrojos en superficie y el control de malezas durante el barbecheyel cultivo, sirven a los propósitos tanto de estrategias conservativas como intensivas (Nielsen et al. 2005, Nielsen y Vigil 2010). La intensificación del uso del agua permite incrementar el ingreso económico de los productores en años húmedos pero implica un mayor riesgo de fracaso en años secos (Nielsen et al. 2005, Lenssen et al. 2007, Abunyewa et al. 2011, Saseendran et al. 2013). Aún cuando el seguimiento y análisis de señales como la evolución de la humedad del suelo (Moeller et al. 2009, Grassini et al. 2010), los pronósticos climáticos (Jones et al. 2000) y la evolución de los precios de mercado generan oportunidades para el uso combinado de ambos tipos de estrategias en estrategias de manejo flexibles (Sadras et al. 2003, Merrill et al. 2007), su implementación y difusión todavía son incipientes (Hanson et al. 2007).

La elección de estrategias de producción conservativas o intensivas, responde generalmente a criterios económico-productivos que evalúan el riesgo económico en el corto plazo, pero rara vez incluyen un análisis del potencial riesgo ambiental que las actividades implican (Tilman et al. 2002, Tomasini y Longo 2005, Viglizzo 2007). Sin embargo, diferentes prácticas agrícolas pueden tener efectos hidrológicos perjudiciales para el ambiente que, por su lenta manifestación, pueden pasar desapercibidos por los productores (Beresford et al. 2004). En las llanuras boscosas semiáridas del SE y SO de Australia, por ejemplo, el planteo agrícola conservativo que reemplazó masivamente la vegetación natural desde principios del siglo pasado, desencadenó un proceso de salinización secundaria conocido como *dryland salinity* (Zhang et al. 1999). El planteo consistía en la alternancia del cultivo de trigo (o pasturas anuales invernales) con barbechos muy largos (*i.e.* 8 a 18 meses) para asegurar estabilidad en la producción (O'Connell et al. 1995). Sin embargo, la baja capacidad evapotranspirativa del cultivo en relación a la del sistema boscoso preexistente (Hatton y Nulsen 1999), y la baja capacidad de retención hídrica y escasa pendiente de los suelos condujeron a que gran parte del agua de las precipitaciones se perdiera por drenaje profundo (O'Connell et al. 1995). Como consecuencia el nivel de la napa freática se elevó gradualmente año tras año y arrastró hacia la superficie las sales acumuladas en el perfil del suelo durante milenios (George et al. 1997, Hatton y Nulsen 1999). Al interactuar con la zona de influencia de las raíces, la napa salina afectó el crecimiento y rendimiento de los cultivos e incluso eliminó a la vegetación menos tolerante (nativa o agrícola), reduciendo aún más la capacidad evapotranspirativa del sistema a nivel regional. La principal vía de salida de agua pasó a ser la evaporación directa desde el suelo, lo que llevó a una concentración de las sales en la superficie y a la pérdida total de la aptitud productiva de los suelos en gran parte del área agrícola australiana (*i.e.* 5,7 Mha y se estima que para 2050 la superficie ascenderá a 17 Mha; NLWRA 2001). El fenómeno de *dryland salinity* es actualmente el principal factor de degradación agrícola en ese país y muchos recursos se están invirtiendo en el diseño de tecnologías para mitigar el problema (Clarke et al. 1998), entre ellas, la promoción y empleo de sistemas agrícolas que hagan un uso más intensivo del agua (George et al. 1997, O'Connell et al. 2003). Fenómenos similares, de menor magnitud, se han informado en otras planicies semiáridas del mundo (Pannell y Ewing 2006, Jobbágy et al. 2008).

El Chaco semiárido sudamericano constituye un marco ideal para el análisis de efectos recíprocos entre las decisiones de manejo agrícola y su potencial impacto ecohidrológico. Por un lado, presenta características antrópicas, climáticas, edáficas y de cambio en la cobertura del suelo que permiten suponer un alto riesgo de ocurrencia de *dryland salinity* (Nitsch 1998, Glatzle et al. 2001, Glatzle y Stosiek 2001, Pasig 2005, Jobbágy et al. 2008, Puchulu 2008, Amdan et al. 2013). Por otro lado, presenta una estación de crecimiento amplia, variabilidad interanual en la pluviosidad y suelos con alta capacidad de retención hídrica que hacen posible el empleo de diversos planteos agrícolas que combinen estrategias conservativas e intensivas (Calviño y Monzon 2009). Pese a la creciente importancia de la agricultura en la región, las principales restricciones para la producción de cultivos han sido poco estudiadas hasta la fecha (Maddonni 2012), los aspectos del manejo de los cultivos están poco documentados (Devani et al. 2006, Calviño y Monzon 2009) y su sustento científico-tecnológico es limitado (Mercau 2010) en comparación con otras regiones de mayor tradición agrícola del país (Satorre 2011). Menos se sabe aún sobre las estrategias que emplean los productores para hacer frente a la alta variabilidad en la oferta hídrica y sobre las potenciales consecuencias ecohidrológicas de sus decisiones.

Los sensores remotos son una herramienta cada vez más utilizada para estudiar los efectos ecológicos y biofísicos que los cambios en la vegetación, naturales o antrópicos, generan en los ecosistemas (Cleland et al. 2007). Por un lado, permiten cuantificar con precisión el área ocupada por diferentes tipos de cobertura (bosques, pastizales y distintos tipos de cultivos agrícolas) y monitorear sus cambios tanto en la dimensión espacial como temporal (Guerschman et al. 2003, Lambin et al. 2003, Wardlow et al. 2007, Volante et al. 2012, Vallejos et al. 2014). Por otro lado, su información puede integrarse en modelos funcionales calibrados con datos de campo para estimar variables biofísicas como: la cantidad de radiación absorbida por la vegetación (Viña y Gitelson 2005), el balance radiativo (Houspanossian et al. 2013), la fijación de carbono (Caride et al. 2012), la productividad primaria y su estacionalidad (Xiao et al. 2005, Volante et al. 2012, Baldi et al. 2014), la evapotranspiración y otros componentes del balance hidrológico (Kalma et al. 2008, Senay 2008, Szilagyi y Jozsa 2009, Nagler et al. 2013), entre otras (Glenn et al. 2008). Combinando estas dos aplicaciones, los sensores remotos permiten evaluar cuantitativamente los cambios biofísicos provocados por los cambios en la vegetación a diversas escalas temporales y espaciales (Zhong et al. 2011, Caride et al. 2012, Lathuillière et al. 2012).

En este capítulo se utilizarán datos de tres fuentes de información independientes (estadísticas agropecuarias departamentales, patrones fenológicos de cultivos derivados de sensores remotos e información provista por productores y técnicos locales) para caracterizar los esquemas de manejo utilizados por los productores agrícolas de Bandera (Santiago del Estero, Argentina), uno de los principales núcleos productivos de la región, durante las últimas 13 campañas (2000/01 a 2012/13). Además se estimará el riesgo productivo y potenciales efectos ecohidrológicos que supone cada esquema de manejo mediante un modelo de balance hídrico de paso diario basado en información de sensores remotos, datos climáticos y parámetros edáficos locales. De esta manera los objetivos planteados en este capítulo son los siguientes:

- Describir la evolución de los sistemas agrícolas del área de estudio durante las últimas campañas (2000/01 a 2013/14), haciendo énfasis en la elección de cultivos y prácticas de manejo y su asociación con estrategias de uso del agua conservativas o intensivas.

- Analizar el riesgo productivo de los diferentes esquemas de cultivo empleándose interpretar las tendencias observadas en el manejo agronómico.
- Analizar los cambios en el balance de agua y el riesgo hidrológico asociado a las tendencias en el manejo agrícola observadas.

3.2 Materiales y Métodos

3.2.1 Fuentes de información

En este capítulo se describen los cambios en el tipo y manejo de los cultivos sembrados en el área agrícola de Bandera, Santiago del Estero durante 14 campañas (2000/01 a 2013/14), se discuten aspectos relacionados al riesgo agronómico y se analizan sus potenciales consecuencias hidrológicas mediante simulaciones de balance hídrico. Para ello, se empleó información de tres tipos de fuentes: i) información departamental, publicada en informes oficiales y trabajos científicos; ii) información derivada del procesamiento y análisis de imágenes satelitales, y iii) información provista por productores agropecuarios de la región de estudio. Si bien no todas estas fuentes presentaron información completa para el período analizado, cada una de ellas aportó elementos complementarios para entender la evolución de los sistemas productivos en la región y para verificar recíprocamente su consistencia y confiabilidad.

La información departamental se utilizó para el análisis descriptivo y como “verdad de campo” para validar estimaciones de sensores remotos del área que ocuparon distintas coberturas vegetales en el área de estudio, a lo largo del período analizado. Se utilizaron las estimaciones del Servicio Integrado de Información Agropecuaria (SIIA) del Ministerio de Agricultura de la Nación, que proveen registros a nivel departamental y por campaña, del área sembrada, cosechada, el rendimiento y la producción total de los principales cultivos agrícolas del país (<http://www.sii.gov.ar/series>). Esta información se complementó con estimaciones de siembra realizadas con sensores remotos por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), en el marco del Proyecto Relevamiento del Noroeste Argentino (ProReNOA, <http://inta.gob.ar/documentos/monitoreo-de-cultivos-del-noroeste-argentino-a-partir-de-sensores-remotos>) para completar datos faltantes.

La información de imágenes satelitales representó el insumo clave para abordar el análisis funcional y los efectos hidrológicos de los cambios en los sistemas productivos en la región. Por un lado, se utilizó para clasificar las cubiertas vegetales según sus diferencias en el patrón fenológico, aspecto muy importante en la regulación de los flujos hidrológicos. Por otro lado, proveyó la información básica necesaria para la simulación hidrológica, permitiendo el seguimiento de las coberturas con una resolución espacial y temporal muy detalladas (ver sección 3.2.4).

La información de campo, finalmente, permitió ahondar el análisis descriptivo y funcional de las prácticas de manejo más empleadas en el área de estudio, asociar el comportamiento de los productores con estrategias de manejo de tipo conservativas o intensivas y analizar su flexibilidad ante distintos escenarios de oferta hídrica. Esta información fue provista por los productores del grupo CREA-Bandera, y consistió en una base de datos de 90-160 lotes de producción de soja, el cultivo predominante de la región, durante 8 campañas (2003/04 a 2009/10 y 2011/12); donde se detalló, entre otras cosas: la fecha de siembra y cosecha, la densidad, la variedad utilizada, el cultivo antecesor y el sistema de labranza empleado. Para facilitar la lectura de la tesis, el

análisis descriptivo de esta información se presenta aparte en el Apéndice I. Parte de esta información, además, se utilizó como “verdad de campo” para evaluar la precisión de la clasificación fenológica de cultivos a partir de sensores remotos (Apéndice II).

3.2.2 Descripción del área de Estudio

El área de estudio abarca zona agrícola de las inmediaciones de Bandera (28°54'S, 62°16'O), en el sudeste de la provincia argentina de Santiago del Estero. Se trata de una zona de alta productividad y uno de los principales focos de la expansión agrícola del Chaco semiárido desde la década del 70, cuya intensidad de uso ha incrementado notablemente en las últimas dos décadas (Paruelo et al. 2004, Ginzburg et al. 2007, Adámoli et al. 2011), siendo reconocida como una de las mayores zonas de riesgo ambiental por uso agrícola de la región (Elena et al. 2012). Para los fines prácticos de este capítulo, el área de estudio comprende los departamentos santiagueños de Belgrano y General Taboada (935.400 hectáreas) con la salvedad de que parte de la información de campo proviene de establecimientos ubicados en zonas aledañas, fuera de los límites departamentales y provinciales.

3.2.2.1 Caracterización agroclimática del área de estudio

La temperatura media anual de Bandera (1971-2014) es de 21°C, con temperaturas en torno a los 15°C en invierno y a los 27-28°C en verano. El período libre de heladas se extiende entre mediados de octubre y mediados de abril y la incidencia de días con temperaturas elevadas ($T_{max} \geq 35^\circ\text{C}$) es alta (>30%) entre fines de noviembre y febrero (>30%) y muy alta (>45%) entre fines de diciembre y enero.

El área de estudio se encuentra en el límite Este del Chaco semiárido, sobre una franja de alta variabilidad pluviométrica, con alternancia entre ciclos de régimen semiárido y subhúmedo (Ginzburg et al. 2007). La precipitación media histórica (1971-2014) es de 975mm, con alta variabilidad interanual (C.V. 30%) y la evapotranspiración de referencia (ET_0), estimada con el método de Priestley-Taylor, es de 1450 mm con menor variabilidad interanual (C.V. 6%). El índice de aridez (PP/ET_0) medio es de $68 \pm 20\%$, con años extremos en que alcanzó $\sim 30\%$ y años excepcionalmente húmedos en que la oferta hídrica superó a la demanda. Cabe destacar que el período estudiado en este capítulo (campañas 2000/01 a 2013/14) presentó una precipitación media significativamente menor a la histórica (854 mma), con cuatro de los cinco registros pluviométricos mínimos de la serie 1971-2014, y un índice de aridez medio de 58%.

La precipitación presenta un régimen monzónico, en el que $\sim 72\%$ de la lluvia se concentra entre noviembre y marzo. ET_0 presenta un típico patrón estacional, con un valor máximo de $\sim 200\text{mm}$ en el mes de enero y un valor mínimo de $\sim 50\text{mm}$ en junio. ET_0 supera a la precipitación en la mayoría de los meses, salvo en marzo y abril en que son prácticamente iguales.

El relieve general es plano (pendiente regional $< 0,1\%$), sin formas sobresalientes ni redes de drenaje importantes, salvo el río Salado que recorre su límite occidental en dirección NO-SE. Los suelos predominantes son de textura franco limosa y franco arcillo-limosa, de orden Molisoles y, en menor medida, Alfisoles. Existen paleocauces (antiguos planos aluviales del río Salado) distribuidos como trazos sinuosos en toda la región, que presentan limos y arcillas en superficie (sedimentos eólicos) y arenas gruesas en profundidad. La capacidad de uso del suelo varía en un rango de IIIc a

VIIws, siendo las mayores restricciones para la producción de cultivos la restricción hídrica y, en menor medida, la salinidad (INTA 1978).

3.2.3 Análisis realizados con información de sensores remotos

3.2.3.1 Obtención y pre-procesamiento de imágenes satelitales

En este estudio se emplearon imágenes del sensor MODIS (del inglés *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) ya que presenta una combinación de resoluciones espacial, temporal, espectral y radiométrica adecuada para la clasificación de cultivos y prácticas agrícolas en grandes extensiones (Wardlow et al. 2007). Las imágenes se extrajeron del sitio de internet del *Oak Ridge National Laboratory* (<http://daac.ornl.gov/MODIS/>). Se seleccionó un área de 200 km x 200 km centrada en las coordenadas 28,8°S, 62,2W, y una serie temporal de 14 campañas (2000/01 a 2013/14) abarcando las imágenes disponibles entre ~25/2/2000 y ~22/6/2014. Específicamente se utilizaron imágenes de los productos MOD13Q1 y MOD09A1.

El producto MOD13Q1 se utilizó para obtener series temporales de los índices de vegetación NDVI (sigla en inglés de *Normalized Difference Vegetation Index*) y EVI (sigla en inglés de *Enhanced Vegetation Index*) con una resolución espacial de 232m x 232m y una resolución temporal de ~16 días. Los índices de vegetación son funciones matemáticas que caracterizan la cantidad y actividad de la vegetación, a partir de su reflectancia a la radiación solar en distintas bandas del espectro electromagnético (Jiang y Huete 2010), y su seguimiento temporal permite describir la estacionalidad de su crecimiento y desarrollo (Jönsson y Eklundh 2004). Existen numerosos índices de vegetación, cuya sensibilidad y utilidad varían según el proceso que se quiera caracterizar (Hatfield y Prueger 2010). Las fórmulas de los índices de vegetación utilizados en este trabajo, NDVI, EVI y WDRVI (*Wide Dynamic Range Vegetation Index*, que puede calcularse a partir de NDVI; Viña y Gitelson 2005), se presentan a continuación:

$$NDVI = (\rho_{IRc} - \rho_{Rojo}) / (\rho_{IRc} + \rho_{Rojo}) \quad (\text{Ec. 3.1})$$

$$EVI = 2,5 * (\rho_{IRc} - \rho_{Rojo}) / (1 + \rho_{IRc} + 6\rho_{Rojo} - 7,5\rho_{Azul}) \quad (\text{Ec. 3.2})$$

$$WDRVI = (\alpha * \rho_{IRc} - \rho_{Rojo}) / (\alpha * \rho_{IRc} + \rho_{Rojo}) \quad (\text{Ec. 3.3})$$

$$WDRVI = [(\alpha + 1)NDVI + (\alpha - 1)] / [(\alpha - 1)NDVI + (\alpha + 1)]$$

donde, ρ_{Rojo} , ρ_{IRc} y ρ_{Azul} representan la reflectancia de las bandas en el rojo, infrarrojo cercano y azul, respectivamente, y α un coeficiente de ponderación para equilibrar la sensibilidad del índice de vegetación respecto a ρ_{Rojo} y ρ_{IRc} , que tuvo un valor de 0,3.

A partir del producto MOD09A1 se obtuvieron las bandas necesarias para calcular el DFI (sigla en inglés de *Dead Fuel Index*; Cao et al. 2010), que se utilizó para estimar la dinámica temporal de la cobertura de vegetación muerta en pie o de rastrojos, y que tiene influencia sobre distintos componentes del balance hidrológico (Mercau et al. 2015; en prensa). Dada la resolución de las bandas necesarias para su cómputo, el DFI puede calcularse con una resolución espacial de 468m x 468m y una resolución temporal de ~8 días, aunque varias de las imágenes fueron excluidas del análisis por su baja calidad (problemas de calibración del sensor, alta nubosidad, etc.). La fórmula para calcular DFI se presenta a continuación:

$$DFI = 100 * \left(1 - \frac{\rho_7}{\rho_6}\right) * \frac{\rho_1}{\rho_2} \quad (\text{Ec. 3.4})$$

donde, ρ_1 , ρ_2 , ρ_6 y ρ_7 representan la reflectancia de las bandas 1 (620-670nm), 2 (841-876nm), 6 (1628-1552nm) y 7 (2105-2155nm) del sensor MODIS, respectivamente.

El procesamiento de las imágenes adquiridas se realizó con el software ENVI v.4.2 (<http://www.exelisvis.com>). Las imágenes de NDVI, EVI, DFI y de la fecha exacta de obtención de los índices en cada píxel de las imágenes se agruparon en orden cronológico y se les aplicó una máscara para eliminar los píxeles que no pertenecían a los departamentos Taboada y Belgrano. Una pequeña porción del NO del departamento Gral. Taboada quedó excluida del análisis debido a un error durante la adquisición de las imágenes.

3.2.3.2 Clasificación de coberturas por árbol de decisión

Para la clasificación de coberturas, las imágenes se agruparon en campañas considerándose como fechas de inicio y fin de cada campaña al 1 de junio y 31 de mayo del año siguiente, respectivamente. La clasificación de coberturas de cada campaña se realizó mediante un árbol de decisión. Este algoritmo no paramétrico asigna una clase a cada píxel de una imagen, en base a una serie de decisiones binarias que particionan recursivamente los datos en sub-divisiones cada vez más homogéneas (Zhong et al. 2011). Su funcionamiento es en esencia similar al de las claves dicotómicas con que los botánicos identifican las especies vegetales (Fig. 3.1). La definición de las clases se basa normalmente en las diferencias de reflectancia de los tipos de cobertura, en las bandas del espectro electromagnético registradas por los sensores remotos (Guerschman et al. 2003). En este caso, la clasificación se realizó en base a la fenología de las coberturas, interpretada a partir de la magnitud y estacionalidad de los índices de vegetación NDVI y EVI, en cada campaña. Para caracterizar la estacionalidad de la fenología en cada campaña, se emplearon imágenes EVI de 23 fechas diferentes (*i.e.* bandas 1 a 23), ya que este índice presenta menor sensibilidad a los efectos atmosféricos y del suelo y mayor sensibilidad a variaciones en la densidad del canopy (Huete et al. 2002). Empíricamente, se constató que EVI es mejor para caracterizar la estacionalidad de los cultivos dado que presenta valores bajos y poco variables durante los barbechos y un mayor contraste entre niveles bajos y altos de cobertura vegetal. Por otra parte, el valor medio de NDVI (*i.e.* el valor promedio de las 23 fechas) se empleó como una banda de clasificación adicional (*i.e.* banda 24) para distinguir al monte nativo, dado que esta cobertura presenta valores anuales relativamente más altos que el resto de las coberturas.

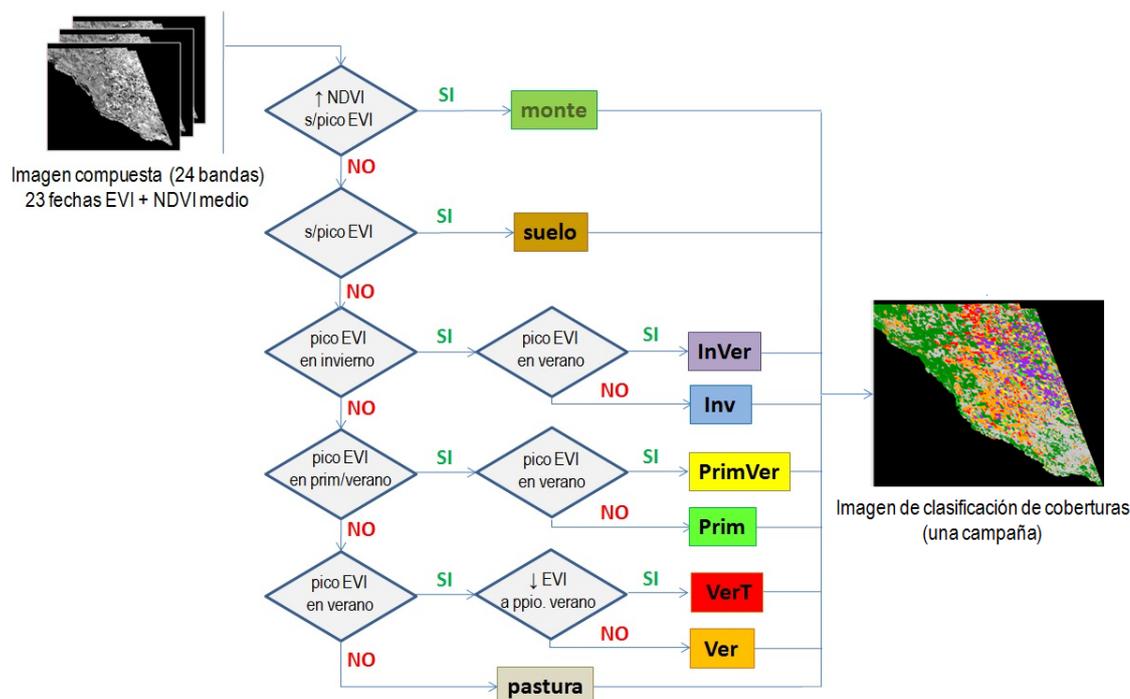


Figura 3.1: Esquema de un árbol de decisión para la clasificación de coberturas de una campaña. A partir de una imagen compuesta de 23 fechas de EVI y el NDVI promedio, el algoritmo va asignando una clase a cada píxel (posición geográfica) mediante una serie de decisiones recursivas excluyentes. De este modo, los sitios con alto NDVI medio y baja estacionalidad de EVI (“sin picos”) son clasificados como “**monte**”, los que tienen bajo NDVI medio y no tienen estacionalidad marcada de EVI son “**suelo**” (de vegetación escasa), y las coberturas con estacionalidad marcada, con uno o dos picos de EVI, son clasificadas como cultivos agrícolas de diferente grupo fenológico (GFC), de acuerdo a la época y cantidad de picos que presentan (**Inv**: cultivo invernal; **Prim**: cultivo primaveral; **Ver**: cultivo estival; **VerT**: cultivo estival tardío; **InVer**: cultivo doble invierno-estival; **PrimVer**: cultivo doble primavero-estival). Finalmente, las coberturas remanentes que no presentan picos de EVI definidos son clasificados como “**pastura**”. Se entiende como “pico” de EVI a períodos de alto EVI (3 ó 4 fechas consecutivas de EVI mayor a un umbral predeterminado) precedidos y sucedidos por períodos de bajo EVI (barbechos). El producto final es una única imagen donde cada píxel tiene asignada una cobertura.

Los cultivos agrícolas se separaron, a su vez, en “Grupos Fenológicos de Cultivos” (GFC), de acuerdo al momento del año en que los cultivos se encontraron en barbecho o en plena cobertura. Los umbrales de decisión para la clasificación de GFC se determinaron en base al conocimiento experto del calendario local de los principales cultivos sembrados, y a la interpretación visual de los perfiles de EVI (Zhong et al. 2011). De este modo, se identificaron seis GFC principales (Fig. 3.2):

* **Cultivos de ciclo invernal (Inv):** Cultivos que se siembran en otoño-invierno y se cosechan en primavera. Generalmente son cereales de invierno, fundamentalmente trigo, y en mucho menor medida avena y cebada.

* **Cultivos de siembra primaveral (Prim):** Cultivos que se siembran en primavera y alcanzan plena cobertura y se cosechan en verano. Están representados por el girasol y los cultivos de maíz o soja de siembra temprana (i.e. sojas primaverales).

* **Cultivos estivales (Ver):** Cultivos que se siembran en la segunda mitad de primavera y se cosechan en otoño. Están representados mayormente por soja y, en menor medida, maíz, algodón y sorgo.

* **Cultivos estivales de siembra tardía (VerT):** Generalmente maíz y soja. Por convención se consideró como siembra tardía a aquella que ocurre a partir del comienzo del verano (posteriores al 21-dic).

* **Sistemas de doble cultivo invierno-estival (InVer):** Sistemas en que se siembran dos cultivos por campaña, constituidos por un cereal de invierno y un cultivo estival “de segunda”, generalmente soja o, en menor medida, maíz.

* **Sistemas de doble cultivo primavero-estival (PrimVer):** Sistemas de dos cultivos por campaña, el primero, de siembra primaveral, suele ser girasol y el segundo, de siembra estival, suele ser maíz. Otra opción puede ser girasol o maíz como cultivo primaveral seguido de soja (Monzon et al. 2014).

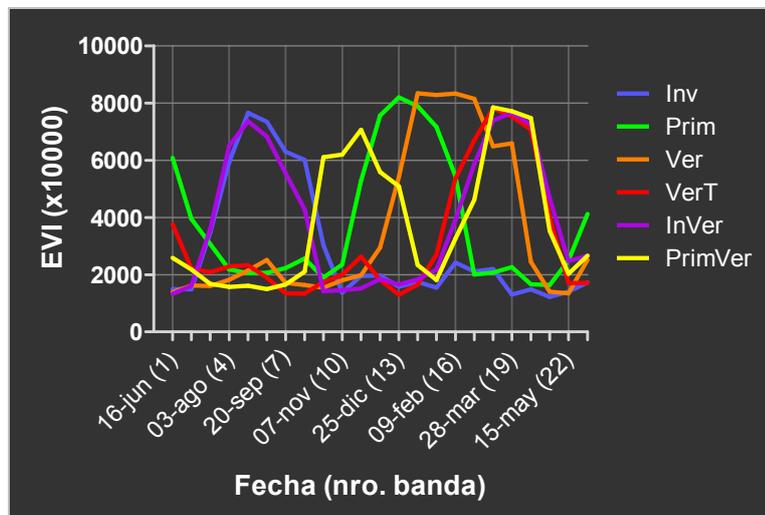


Figura 3.2: Patrones estacionales de EVI de los grupos fenológicos de cultivos agrícolas (GFC) identificados en la región de estudio. **Inv:** cultivo invernal; **Prim:** cultivo de ciclo primavero-estival; **Ver:** cultivo estival; **VerT:** cultivo estival de siembra tardía; **InVer:** doble cultivo invierno-estival; **PrimVer:** doble cultivo primavero-estival. El eje X presenta la fecha media de registro de EVI (± 8 días) y entre paréntesis se presenta número de imagen o “banda” de la campaña. Cada patrón corresponden a un píxel de cada GFC.

3.2.3.3 Validación de las clasificaciones

La clasificación de coberturas de cada campaña fue contrastada con otras fuentes de información para verificar su coherencia. La superficie agrícola total de cada campaña (suma de la superficie de todos los GFC) y la sembrada con cultivos de invierno (**Inv** + **InVer**), se contrastaron con estimaciones oficiales departamentales (SIIA y ProReNOA) del área sembrada con cultivos estivales e invernales, respectivamente. Paralelamente, parte de la información de cultivos y fechas de siembra de lotes de producción geo-referenciados del CREA-Bandera fue utilizada como “verdad de campo” para evaluar la precisión de la clasificación en Grupos Fenológicos de Cultivos y pasturas, mediante el método de la matriz de confusión (Congalton 1991). Para agilizar la lectura de la tesis, los resultados de la validación se presentan aparte, en el Apéndice II.

3.2.4 Modelo de balance hídrico del suelo

Se confeccionó un modelo de balance hídrico del suelo de paso diario en base a información meteorológica local (precipitación y evapotranspiración de referencia), parámetros edáficos determinados según la carta de suelos del INTA y muestreos en el área de estudio, e información de sensores remotos para caracterizar la dinámica temporal de las coberturas vegetales herbáceas (resolución espacial: 232m x 232m). No se empleó el modelo para la vegetación de monte, dado que esta cobertura presenta características propias, y normalmente inciertas, que imposibilitan la correcta parametrización del modelo. Por citar algunas de ellas: i) no puede establecerse un coeficiente de cultivo (K_c) para el monte, ya que se desconocen las tasas máximas de evapotranspiración (en términos absolutos o relativos al cultivo de referencia) que la vegetación puede alcanzar cuando no hay restricciones hídricas o hasta qué punto puede regular las pérdidas transpirativas en momentos de déficit; ii) no puede calcularse la oferta de agua almacenada en el suelo, ya que se desconoce la capacidad de exploración en profundidad de las raíces y, en muchas especies, el contenido hídrico del punto de marchitez permanente; iii) el acceso a la napa freática representa una fuente de agua adicional en muchos sitios que no puede ser representada en el modelo; iv) los factores anteriores pueden variar con la composición florística de los parches de monte, cuya heterogeneidad no fue abordada en este trabajo. No obstante, en base a datos de perfiles de humedad y sales del suelo tomados a campo bajo coberturas de monte en el área de estudio (ver capítulo 2), y mediciones en sistemas similares (Santoni et al. 2010), puede asumirse que la evapotranspiración de esta cobertura se encuentra en equilibrio con la oferta hídrica y que las pérdidas de agua líquida son despreciables.

El modelo de balance hídrico implementado es una adaptación del método propuesto por FAO (Allen et al. 1998), pero en lugar de emplear coeficientes de cultivo predeterminados en el cómputo de la evapotranspiración, los coeficientes para la transpiración del cultivo (K_{cb}) y para la evaporación del suelo (K_e), se estimaron a partir de información de sensores remotos (Rocha et al. 2010, Mercau et al. 2015, en prensa). Específicamente, se empleó el *Wide Dynamic Range Vegetation Index* (WDRVI) para calcular la cobertura verde y el coeficiente basal de cultivo (K_{cb}) y el *Dead Fuel Index* (DFI) para estimar la cobertura de rastrojos y su efecto sobre la evaporación (K_e). La resolución espacial de DFI (464m x 464m) fue adaptada a la del modelo (232m x 232m) por simple subdivisión del píxel DFI en cuatro píxeles del mismo valor. Dado que el balance requiere datos diarios en todos sus parámetros, se utilizó el software “R” (www.r-project.org/) para descomponer las imágenes (resolución temporal media de 16 días) en series temporales largas (desde febrero de 2000 a junio de 2013) de resolución diaria de NDVI y DFI para cada uno los píxeles del área de estudio. Esto se logró mediante interpolación lineal entre los valores de datos sucesivos, según la fecha de registro reportada en cada índice. La campaña 2013/14 no fue considerada en este análisis dado que entre mediados de julio a fines de agosto de 2013 hubo un período considerable sin registros satelitales.

La fórmula general del modelo se presenta en la ecuación 3.5, donde el agua almacenada en el suelo en cada día (AS_i) se calcula a partir del agua almacenada en el día anterior (AS_{i-1}) y el resultado del balance entre las entradas (precipitación, Pp_{i-1}) y salidas de agua (escorrentía Esc_{i-1} , evaporación Ev_{i-1} , transpiración Tr_{i-1} y drenaje profundo Dr_{i-1}) del día previo.

$$AS_i = AS_{i-1} + Pp_{i-1} - Esc_{i-1} - Ev_{i-1} - Tr_{i-1} - Dr_{i-1} \quad (\text{Ec. 3.5})$$

Dado que no toda el agua almacenada en el suelo es afectada por los mismos procesos hidrológicos, el agua del suelo (**AS**) se dividió en dos compartimentos (Fig. 3.3): un estrato superficial (**ASI**) que se recarga con la precipitación efectiva ($Pp_{Ef} = Pp - Esc$) y se descarga con la transpiración de la vegetación (**TrI**) y la evaporación del suelo (**Ev**); y otro subsuperficial (**ASII**) que se recarga con el agua de Pp_{Ef} que excede la capacidad de almacenamiento de **ASI** (**Perc**) y se descarga sólo con la transpiración de las plantas (**TrII**), ya que no está expuesto a la evaporación directa. Cuando **Perc** supera la capacidad de almacenaje de **ASII**, el agua en exceso se pierde en profundidad como drenaje profundo (**Dr**). De esta manera, el balance hídrico de cada compartimiento queda formulado según las ecuaciones 3.6 y 3.7.

$$ASI_i = ASI_{i-1} + Pp_{Efi-1} - Ev_{i-1} - TrI_{i-1} - Perc_{i-1} \quad (Ec. 3.6)$$

$$ASII_i = ASII_{i-1} + Perc_{i-1} - TrII_{i-1} - Dr_{i-1} \quad (Ec. 3.7)$$

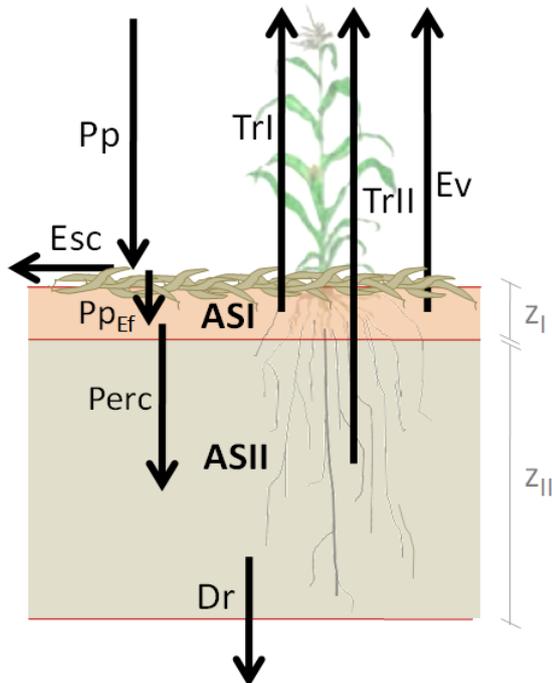


Figura 3.3: Esquema del modelo de balance hídrico de dos compartimientos. El tamaño de los compartimientos depende de su capacidad de retención hídrica y de su profundidad (z). El compartimiento superficial (**ASI**) se recarga con la precipitación efectiva ($Pp_{Ef} = Pp - Esc$) y se descarga con la transpiración de la vegetación (**TrI**) y la evaporación del suelo (**Ev**); el subsuperficial (**ASII**) se recarga con el agua que excede la capacidad de almacenamiento de **ASI** (**Perc**) y se descarga con la transpiración de las plantas (**TrII**). Cuando **Perc** supera la capacidadde almacenaje de **ASII**, el agua en exceso se pierde como drenaje profundo (**Dr**).

3.2.4.1 Parámetros y variables de entrada del modelo

3.2.4.1.1 Variables climáticas

La precipitación diaria se obtuvo del producto 3B42.V7 del satélite TRMM (del inglés *Tropical Rainfall Measuring Mission*), que se descargó del sitio web del “Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center” (<http://disc.gsfc.nasa.gov/precipitation/tovas>). Este producto calibra estimaciones de precipitación de múltiples satélites con datos de una red de pluviómetros, para generar datos de precipitación en grandes extensiones con resolución espacial ($0,25^{\circ} \times 0,25^{\circ}$) y temporal (mensual, diaria o subdiaria) detalladas (Huffman et al. 2007), útiles para su aplicación en simulaciones hidrológicas (Su et al. 2008). Si bien se cuenta con registros completos de un pluviómetro en la localidad de Bandera, se optó por emplear los datos de TRMM para lograr una mejor caracterización de la variabilidad espacial en la oferta hídrica en el área de estudio (Fig. 3.4). En total, el área comprende 21 píxeles de

TRMM, cada uno con su respectiva serie temporal de precipitación diaria. Se asumió una misma evapotranspiración de referencia (ET_0) en toda el área, la cual se calculó según el método de Priestley-Taylor modificado por Ritchie (1998), en base a registros diarios de temperatura (máxima y mínima) de la localidad de Bandera (registrados por Wybe Udemá), y de radiación de la localidad de Ceres (Santa Fe, SMN), situada a ~110km al SSE de Bandera.

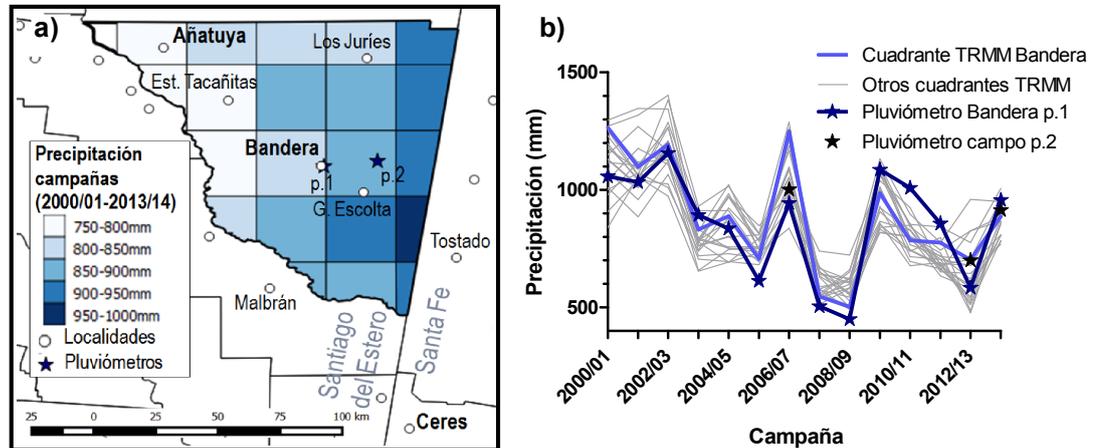


Figura 3.4: a) Mapa del área de estudio donde se detalla la variabilidad espacial en la pluviometría media (campañas 2000/01 a 2013/14) registrada con los píxeles TRMM ($0,25^\circ \times 0,25^\circ$); b) Variación temporal en la pluviometría en el período analizado. Se presentan además los registros de dos pluviómetros del área de estudio, uno en Bandera (p.1) que cubre toda la secuencia temporal y otro de un campo privado (p.2) con registros de 3 campañas.

3.2.4.1.2 Parámetros del suelo

La capacidad del suelo para almacenar agua que esté disponible para las plantas, depende de la profundidad y la capacidad de retención hídrica de los horizontes a los que tienen acceso las raíces. Los dos estratos de suelo del modelo tienen la misma capacidad de retención hídrica pero distinta profundidad. La capacidad de retención hídrica (CRH) de los suelos franco-limosos del área de estudio es de $\sim 130 \text{ mm m}^{-1}$ y resulta de la diferencia entre el contenido hídrico de capacidad de campo ($\Theta_{CC} = 340 \text{ mm m}^{-1}$) y punto de marchitez permanente ($\Theta_{PMP} = 210 \text{ mm m}^{-1}$). La profundidad del estrato expuesto a evaporación (z_I) es de 0,1 m mientras que la del estrato subsuperficial (z_{II}) es de 1,7 m. De esta forma el suelo modelado tiene una profundidad total de 1,8 m y una capacidad de retención hídrica de 234 mm. El contenido hídrico del suelo al inicio de la simulación (febrero de 2000), fue fijado en un 50% de la capacidad de retención en los dos estratos. Se asume que la napa freática no está cercana a la superficie y que no hay restricciones físicas o químicas (*i.e.* salinidad) al movimiento y absorción del agua.

3.2.4.2 Modelado de flujos hidrológicos

***Precipitación efectiva (P_{pEf}) y escorrentía (Esc):** De la precipitación que se registra diariamente, sólo una parte entra en el suelo (precipitación efectiva, P_{pEf}) mientras que el resto escurre superficialmente y se pierde en forma líquida (escorrentía, Esc). La proporción de la lluvia que entra en el suelo o se pierde por escorrentía depende de una

serie de factores como la magnitud e intensidad de las lluvias, el tipo y condición de la cobertura vegetal, el estado hídrico y el relieve del suelo, entre otros (Mishra y Singh 2003). En este modelo la escorrentía se calculó en base al método de la curva número (CN) del *Soil Conservation Service* de Estados Unidos (Mockus 1964). Los valores de número de curva asignados fueron CN75 y CN84 para situaciones de cultivo y de barbecho, respectivamente (NRCS 2009; Fig. 3.5b). CN75 corresponde a una situación promedio de diferentes cultivos sembrados en contorno sobre residuos vegetales, en suelo del grupo hidrológico B (suelo franco-limoso, sin capas endurecidas y con napa freática profunda). Se utilizó “cultivos en contorno” en lugar de “cultivos en hileras” dado que esto es más representativo para suelos con pendiente $<2\%$, aún sembrados en hileras (Mishra y Singh 2003) y “sobre cobertura de residuos” dado que la siembra directa es el sistema de labranza predominante en el área de estudio (Calviño y Monzon 2009). CN84 corresponde a una situación de barbecho con residuos en superficie, de una condición hidrológica intermedia. Adicionalmente, se simuló el efecto de la cantidad de rastrojo sobre la reducción de la escorrentía según el modelo propuesto por Scopel et al. (2004; Fig. 3.5c).

* **Evaporación (Ev):** La evaporación desde el suelo a la atmósfera depende potencialmente de factores climáticos como la radiación, la temperatura, la humedad relativa y la velocidad del viento que se nuclean en una única variable: la evapotranspiración de referencia (ET_0). A su vez, la evaporación real depende de la cantidad de agua disponible y de las propiedades hidráulicas del estrato superficial del suelo, que limitan su tasa de transporte (efectos contemplados con el coeficiente de evaporación K_e). En este modelo, se consideró como agua evaporable al agua almacenada en el estrato superficial (ASI) entre capacidad de campo ($\Theta_{CC}=34\%$) y el contenido hídrico del suelo seco al aire ($\Theta_{SC}=0,5*\Theta_{PMP}=10,5\%$), de modo que el agua evaporable máxima es de 23,5 mm (Allen et al. 1998). No se contempla el agua por encima de capacidad de campo, la cual se asume que percola, durante el transcurso del día, al horizonte subsuperficial (ASII). Para simular la evaporación se utilizó el modelo de dos fases (Ritchie 1972): cuando el suelo está muy húmedo la evaporación es limitada sólo por la energía (*i.e.* demanda atmosférica) por lo que la tasa de evaporación es función de ET_0 (fase 1); cuando el contenido de humedad se reduce por debajo de un umbral, las restricciones edáficas a la evaporación cobran cada vez mayor importancia (fase 2). En el modelo se asumió que el suelo a capacidad de campo puede evaporar 10mm en fase 1 (Allen et al. 1998) a una tasa 20% mayor que la evapotranspiración del cultivo de referencia (*i.e.* el factor de evaporación de un suelo mojado, K_{eWet} , es 1,2); el resto (13,5 mm) se evapora en fase 2 a una tasa que decrece exponencialmente con el contenido hídrico del suelo (Raes et al. 2009), lo cual se modela con el coeficiente de reducción de evaporación (K_r ; Fig. 3.5d). Se contempla, además, la reducción en la evaporación por efecto del cultivo y los rastrojos: se asume que sólo la fracción de suelo que está desprovista de vegetación (*i.e.* el complemento del área cubierta con vegetación estima con NDVI) está expuesta a evaporación y que ésta es reducida por la cobertura de rastrojos (con un coeficiente de reducción por efecto del rastrojo, K_{rast} , estimado a partir del DFI; Fig. 3.5e), según el modelo propuesto por Raes et al. (2009; Fig. 3.5f).

* **Transpiración (Tr):** La transpiración depende de las condiciones climáticas (ET_0), del grado de desarrollo de la cubierta vegetal caracterizada por el coeficiente de cultivo (K_{cb}) y de la humedad edáfica en la zona de influencia de las raíces entre el punto de marchitez permanente y capacidad de campo (agua útil, AU). El valor de K_{cb} diario se estimó a partir de información de sensores remotos (NDVI de MODIS), mediante una secuencia de procedimientos que incluyó: la transformación de NDVI a WDRVI; la

estimación del área de cobertura vegetal verde a partir de WDRVI; un ajuste de la cubierta vegetal para contemplar efectos micro-advectivos del canopeo (Villalobos y Fereres 1990, Raes et al. 2009) y, finalmente, la estimación del K_{cb} a partir de la cobertura verde ajustada (Fig. 3.5g-j). Cuando las plantas no tienen restricciones hídricas, la tasa de transpiración está determinada por la demanda ambiental (ET_0) y el desarrollo del canopeo (K_{cb}), pero cuando la disponibilidad hídrica se reduce por debajo de un umbral, ocurre cierre estomático y la transpiración se ve afectada. Este proceso es simulado mediante un coeficiente de estrés hídrico (K_{stress}) que reduce linealmente la transpiración con la reducción de la disponibilidad hídrica a partir de un umbral (AU_u) de 40% del agua útil (Sadras y Milroy 1996, Ray et al. 2002; Fig. 3.5k). El proceso es similar para la transpiración en los horizontes superficial (**ASI**) y subsuperficial (**ASII**), sólo que en **ASI** se descuentan primero las pérdidas por evaporación del agua útil.

***Percolación (Perc) y Drenaje (Dr):** La percolación de agua del horizonte **ASI** al **ASII** y el drenaje profundo fuera del alcance de las raíces se calculan como los residuales del balance entre los otros flujos hidrológicos, cuando se supera la capacidad de almacenaje de los horizontes **ASI** (23,5 mm; Fig.3.5l) y **ASII** (221 mm; Fig.3.5m), respectivamente (Scanlon et al. 2002, Healy 2010).

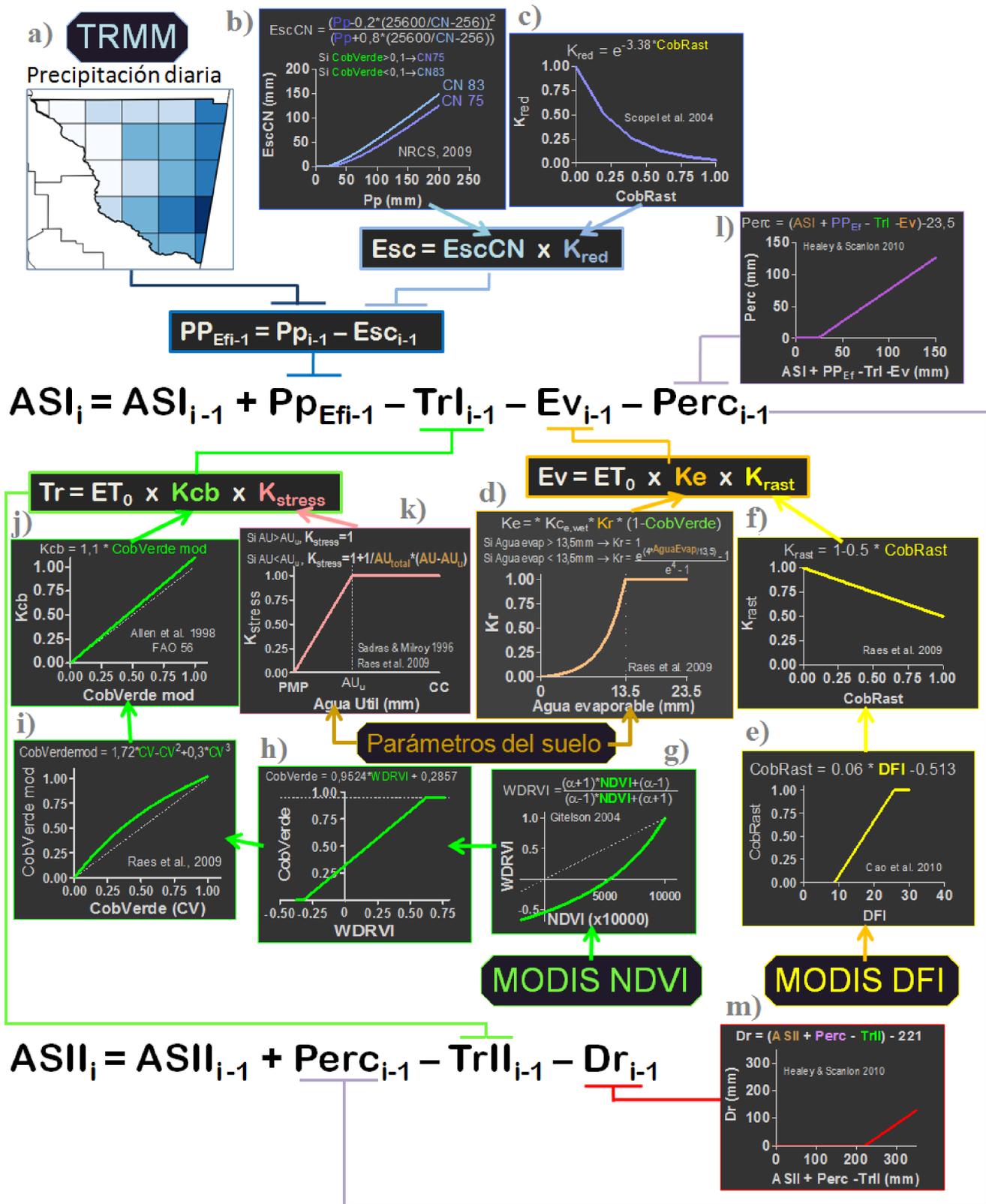


Figura 3.5: Esquema del modelo de balance hídrico, donde se detallan los inputs (octógonos) y las fórmulas empleadas para simular los distintos procesos hidrológicos.

3.2.5. Análisis del riesgo productivo y ecohidrológico

Los resultados de la clasificación de coberturas y del modelo de balance hídrico se combinaron para analizar el riesgo productivo y ecohidrológico de los cambios en los sistemas agrícolas del área de estudio durante el período analizado. Para abordar el riesgo productivo, primero se hizo una estimación del rendimiento potencial de los cultivos de la región, y su variación con la fecha de siembra, mediante modelos de simulación de cultivos (Grassini et al. 2015). Para ello se utilizaron los programas de la carcasa DSSAT 3.5 (del inglés, *Decision Support System for Agrotechnology Transfer*; Jones et al. 2003) que incluye varios modelos de simulación que han sido calibrados y validados con distintos cultivos y ambientes del país (Mercau et al. 2007, Calviño y Monzon 2009, Grassini et al. 2009, Monzon et al. 2013, Mercau y Otegui 2014, Andrade et al. 2015). Específicamente, se utilizaron los modelos CERES-wheat (Ritchie y Otter 1985), CERES-maize (Jones et al. 1986), CROPGRO-soybean (Boote et al. 1998) y Oilcrop-Sun (Villalobos et al. 1996) para simular el rendimiento potencial de trigo, maíz, soja y girasol, respectivamente, en las condiciones de Bandera (43 años de datos climáticos de esa localidad y parámetros edáficos de la serie de suelos Bandera). En todos los casos se emplearon parámetros de genotipos utilizados en el sitio de estudio calibrados localmente. No se cuenta con modelos ni parámetros calibrados para los cultivos de sorgo y algodón, dos cultivos también sembrados en la región pero en menor proporción.

En condiciones de campo los cultivos normalmente están expuestos a una serie de restricciones ambientales (hídricas, nutricionales, bióticas, etc.) que evitan la expresión del rendimiento potencial, reduciendo el rendimiento alcanzable (Rabbinge 1993). Se utilizó la información de la clasificación de cultivos por grupo fenológico y del balance hídrico para caracterizar el ambiente explorado por cada GFC y su grado de exposición a distintos factores reductores del rendimiento, como ser una escasa disponibilidad hídrica o la ocurrencia de heladas o temperaturas muy altas en etapas sensibles. En cuatro campañas (2001/02, 2002/03, 2011/12 y 2012/13) se seleccionaron al azar píxeles de cada uno de los GFC clasificados (con la función *Generate random sample* del programa ENVI) para extraer parámetros fenológicos que permitan describir la estacionalidad de sus respectivos ciclos. Dado que no se logró desarrollar un algoritmo automatizado para suavizar las irregularidades normales de la marcha estacional de los índices de vegetación, y extraer matemáticamente los parámetros fenológicos con la precisión temporal deseada, la determinación se realizó por interpretación visual de las curvas estacionales de EVI en cada uno de los píxeles seleccionados (Fig. 3.6). Específicamente los parámetros determinados fueron: las fechas de inicio, pico y fin de la estación de crecimiento, la longitud del ciclo (días entre las fechas de inicio y fin de la estación de crecimiento) y del barbecho anterior a la siembra (días entre fin del crecimiento del cultivo anterior y el inicio del presente) en cada cultivo.

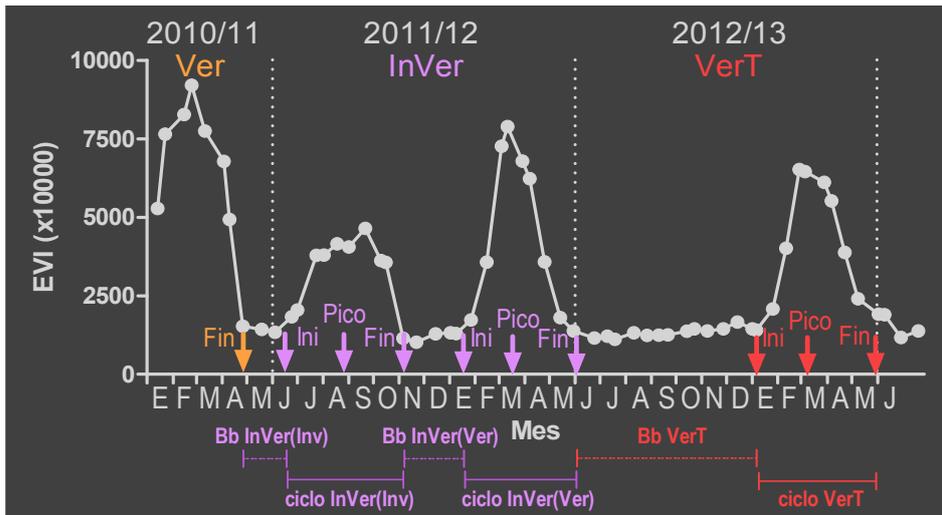


Figura 3.6: Ejemplo de determinación de parámetros fenológicos de los cultivos de un píxel en dos campañas (2011/12 y 2012/13). Las flechas indican el momento de inicio, pico y fin de la estación de crecimiento de cada cultivo, y los segmentos la duración del ciclo de los cultivos (línea llena) y del barbecho (Bb) pre-siembra (línea cortada).

Una vez obtenidos los parámetros fenológicos en cada uno de los píxeles seleccionados, la información se cruzó con los datos climáticos de Bandera y con las salidas del balance hidrológico, para calcular algunos parámetros que permitan caracterizar el ambiente explorado por los GFC en las cuatro campañas. Específicamente se determinaron los siguientes parámetros:

PP_ciclo: Precipitación acumulada (mm) durante el ciclo del cultivo (entre la fecha de inicio y fin de la estación de crecimiento).

PP_PC: Precipitación acumulada (mm) durante el período crítico (PC). Se consideró como proxy del período crítico a un período de 31 días centrado en la fecha de pico de estación de crecimiento.

ET₀_PC: Promedio de la evapotranspiración de referencia diaria durante el período crítico (mm d^{-1}).

BH_PC: Balance hídrico ambiental durante el período crítico. Diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración de referencia acumuladas en PC (mm).

$$BH_{PC(mm)} = PP_{PC(mm)} - ET_{0_PC(mm\ d^{-1})} * 31(d) \quad (\text{Ec. 3.8})$$

AS_ini: Contenido relativo de agua del suelo al inicio del crecimiento del cultivo (0-1). Puede tener valores de 0 a 1, donde 0 indica que todo el perfil del suelo se encuentra en punto de marchitez y 1 que todo el suelo está a capacidad de campo.

Tmax_PC: Cantidad de días en el período crítico en que la temperatura máxima diaria iguala o supera los 35°C.

Tmin_ciclo: Cantidad de días en el ciclo en que la temperatura mínima diaria es menor o igual a 4°C. Para el caso puntual de los cultivos de invierno se consideró, además, la ocurrencia de temperaturas bajas durante la etapa reproductiva (desde 15 días antes de la fecha de pico hasta la fecha de fin de la estación de crecimiento), que es la etapa de mayor sensibilidad a las heladas.

Lim Rad: Limitación del rendimiento por captura de radiación ineficiente. Se expresa en valores relativos (0 a 1) e indica en qué medida la transpiración del cultivo durante el período crítico se ve restringida por no alcanzar plena cobertura: valores cercanos a 0 representan cultivos de muy escasa cobertura y 1 corresponde a un cultivo en plena cobertura. Se calcula como el cociente entre el valor promedio del coeficiente de cultivo (**Kcb**) durante el período crítico y el valor de **Kcb** de un cultivo en plena cobertura (**Kcb_{max}**=1,1)

LimH₂O: Limitación del rendimiento por disponibilidad hídrica insuficiente. Se expresa en valores relativos (0 a 1) e indica en qué medida la disponibilidad de agua del suelo impide que un cultivo, con determinado nivel de cobertura en el período crítico, transpire a tasa máxima. Los valores extremos 0 y 1 corresponden a un cultivo totalmente restringido y sin restricciones, respectivamente. Se calcula como el valor promedio del coeficiente de estrés **K_{stress}** durante el período crítico.

Lim Rend: Limitación del rendimiento por el efecto combinado de restricciones en la captura de radiación y de una disponibilidad hídrica insuficiente. Se expresa en valores relativos (0 a 1) y se calcula como el producto entre **Lim Rad** y **Lim H₂O**.

El análisis del riesgo productivo se completó con una revisión de los resultados obtenidos en los lotes de producción de soja del CREA-Bandera, haciendo hincapié en la interacción manejo x campaña. En cuanto al análisis del riesgo hidrológico, se analizó cómo los distintos Grupos Funcionales de Cultivos y los recursos forrajeros, distribuyen la oferta hídrica (cuya variabilidad está caracterizada espacial y temporalmente por la combinación de 21 píxeles TRMM en 13 campañas agrícolas) entre los principales componentes del balance hídrico (escorrentía, evaporación, transpiración y drenaje). Finalmente, el total de los resultados de la simulación hidrológica se utilizó para caracterizar la variabilidad temporal y espacial del drenaje en el área de estudio.

3.3 Resultados

3.3.1 Cambios recientes en la vegetación del área de estudio

3.3.1.1 Cambios de uso de suelo

Según la clasificación de coberturas realizada con información de sensores remotos, la superficie de bosque nativo abarcaba hasta la campaña 2000/01 unas 473.000 hectáreas, aproximadamente un 50% del área de estudio y se redujo, en el transcurso de 13 años, a cerca del 10% (Fig. 3.7a). Esta transformación se debió en gran medida al desmonte para habilitar tierras para la agricultura cuya superficie relativa creció de ~20% a ~45% en el mismo período. Por su parte, la superficie ocupada por recursos forrajeros (pastizales naturales y pasturas implantadas) presentó menores variaciones, oscilando entre 30-35% durante todo el período analizado con un máximo de 43% en la campaña 2013/14. Las zonas de suelo descubierto (de escasa cobertura vegetal durante todo el año) representaron normalmente una fracción menor del área de estudio (0-4%), excepto en la campaña 2008/09 en que se registraron más de 210.000 ha (~23%).

3.3.1.2 Cultivos sembrados

Dado el régimen de precipitaciones monzónico, en la región de estudio predominan los cultivos de ciclo estival. De acuerdo a las estimaciones oficiales, la soja fue el cultivo dominante durante todo el período analizado ocupando más del 70% de la superficie agrícola, excepto en las últimas tres campañas donde su participación relativa se redujo a ~60% (Fig. 3.7b). El maíz fue el segundo cultivo estival en importancia abarcando ~10% de la superficie agrícola hasta las últimas dos campañas, a partir de las cuales su contribución relativa subió a 30-40% del área sembrada. El sorgo y el algodón le siguieron en importancia, con superficies que oscilan alrededor del 10% y 5%, respectivamente. El girasol, tuvo una participación similar o incluso mayor a la del algodón hasta la campaña 2008/09, pero prácticamente desapareció en las últimas 5 campañas. El girasol, tuvo una participación similar o incluso mayor a la del algodón hasta la campaña 2008/09, pero prácticamente desapareció en las últimas 5 campañas. Por último, la superficie sembrada con poroto fue insignificante en el área de estudio durante todo el período analizado (<1% en promedio).

El trigo es el principal cultivo de invierno, generalmente sembrado como antecesor de un cultivo estival en sistemas de doble-cultivo. El área sembrada con trigo fue de ~40% de la superficie agrícola durante las primeras cuatro campañas y de ~24% durante las dos siguientes (Fig. 3.7d). De este modo, hasta la campaña 2006/07 el trigo fue el segundo cultivo más sembrado en la zona, siendo sólo superado por la soja. A partir de la campaña 2007/08 la superficie sembrada se reduce drásticamente hasta hacerse prácticamente nula en la campaña 2009/10. La campaña siguiente registra la mayor superficie sembrada con el cereal (160.000ha), pero luego tiene otra caída alcanzando apenas las 14.000ha en la campaña 2013/14. El otro cultivo invernal presente en las estimaciones oficiales es el cártamo pero normalmente ocupa menos del 1% de la superficie agrícola. Otros cereales de invierno, como avena o cebada, no aparecen en las estadísticas oficiales pero fueron sembrados esporádicamente por algunos de los productores del CREA-Bandera durante el período analizado.

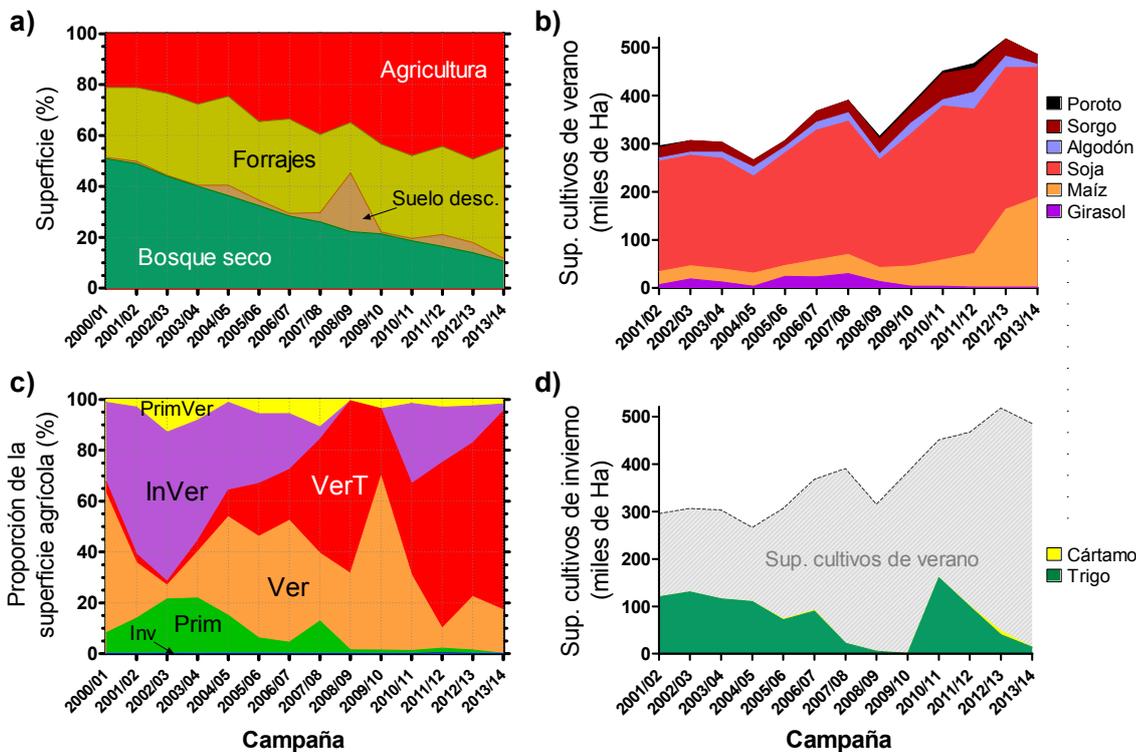


Figura 3.7: Cambios en el uso del suelo ocurridos en los departamentos Gral Taboada y Belgrano (Santiago del Estero) entre las campañas 2000/01 y 2013/14: **a)** cambios relativos en los tipos de cobertura; **b)** área sembrada con diferentes cultivos estivales; **c)** cambios relativos en los grupos fenológicos de cultivos (GFC) empleados; **d)** área sembrada con cultivos invernales (se presenta sombreada el área sembrada con cultivos de verano como referencia). **(a)** y **(c)** se obtuvieron de estimaciones con sensores remotos; **(b)** y **(d)** se elaboraron a partir de estimaciones oficiales de SIIA y ProReNOA.

3.3.1.3 Tendencias en los Grupos Fenológicos de Cultivos (GFC)

Durante las primeras campañas del período analizado (hasta la campaña 2004/05), la agricultura en Bandera presentaba una considerable diversidad de patrones fenológicos (Fig. 3.7c). El GFC más frecuente era el sistema de doble-cultivo invernacional (**InVer**) que, en promedio representaba el ~50% del área agrícola. Los GFC de ciclo primaveral, ya sea en sistemas simples (**Prim**) o de doble-cultivo (**PrimVer**), tenían una presencia relativamente importante en el área superando ocasionalmente el 20% y 10% del área sembrada, respectivamente. Los GFC de ciclo estival tenían una participación variable que podía ir de 60% a <10%, según la campaña, y estaban representados fundamentalmente por cultivos del GFC “**Ver**”, dado que los cultivos de siembra tardía (**VerT**) abarcaban normalmente <10% del área sembrada. Por último, los cultivos simples de ciclo invernal (**Inv**), no tuvieron una presencia significativa (<1%), durante todo el período evaluado. De la campaña 2002/03 en adelante, los GFC estivales fueron teniendo una presencia cada vez mayor, reemplazando principalmente a los doble-cultivo **InVer** y a los cultivos de ciclo primaveral **Prim**. La proporción del grupo fenológico **InVer** cayó abruptamente de ~20-30% del área sembrada durante las campañas 2004/05 - 2006/07 a un 5% en la campaña 2007/08 y se hizo prácticamente nula durante las campañas 2008/09 y 2009/10. Posteriormente, hubo una recuperación de la superficie de **InVer**, que alcanzó un ~30% del área sembrada en 2010/11, y que nuevamente se redujo hasta llegar a <5% en la campaña 2013/14. Por su parte, la proporción de **Prim**, presentó una caída gradual desde la campaña 2003/04 (>20% del área sembrada) y, luego de una leve recuperación en 2007/08 (~10%), se estabilizó en <1%. El doble-cultivo **PrimVer** representó un área relativamente baja y poco variable en el período estudiado (4% en promedio), superando el 10% del área sembrada sólo en las campañas 2002/03 y 2007/08, coincidentes con registros de alta incidencia de **Prim**. De esta manera, la proporción de cultivos estivales (**Ver+VerT**) se incrementó rápidamente desde 2002/03 hasta alcanzar ~95% del área sembrada en 2008/09, manteniendo desde entonces la dominancia y reduciendo su incidencia sólo en las campañas en que la proporción de **InVer** fue considerable. Dentro de los cultivos estivales, los planteos de siembra tardía (**VerT**) que representaban una fracción insignificante hasta la campaña 2003/04, fueron reemplazando gradualmente a los de siembras más tradicionales (**Ver**). En consecuencia, durante las últimas campañas analizadas (2011/12 a 2013/14) la agricultura en Bandera presentó un patrón mucho más simplificado que en el período inicial, caracterizado por una clara dominancia de cultivos estivales fundamentalmente de siembra tardía (**VerT**~70% del área sembrada), una escasa proporción de sistemas de doble-cultivo (<15%) y una participación insignificante de cultivos de ciclo primaveral.

3.3.2. Riesgo productivo de los sistemas agrícolas

3.3.2.1 Análisis del riesgo productivo de los Grupos Fenológicos de Cultivos

El rendimiento potencial de un cultivo en un sitio determinado es el que corresponde a la situación en que el cultivo crece sin restricciones hídricas, nutricionales o bióticas que afecten la captura de los recursos y su conversión a biomasa (Tollenaar y Lee 2002). Al estar determinado por la interacción entre el genotipo y el ambiente fototermal explorado, el rendimiento potencial de una localidad dada varía con la fecha de siembra (Otegui y López Pereira 2003). La figura 3.8 presenta el rendimiento potencial simulado de cuatro de los cultivos más importantes del área de estudio para las condiciones de Bandera (se muestran la media y desvío estándar de simulaciones para 42 campañas, 1971/72 a 2012/13), abarcando en cada caso un rango plausible de fechas de siembra. El cultivo de trigo presenta un rendimiento potencial máximo de $\sim 3000 \text{ kg ha}^{-1}$ que se obtiene con siembras de mediados de mayo a principios de junio. Retrasos en la fecha de siembra reducen gradualmente el rendimiento potencial hasta $\sim 2100 \text{ kg ha}^{-1}$ en siembras de principios de agosto. El girasol presenta un rendimiento potencial de $\sim 3000 \text{ kg ha}^{-1}$ cuando se siembra el 1 de agosto ± 15 días, que se reduce levemente con el retraso de la siembra hasta $\sim 2600 \text{ kg ha}^{-1}$ cuando se siembra en octubre. El maíz y la soja son los cultivos cuyo rendimiento potencial se ve más afectado por la fecha de siembra. El rendimiento potencial de maíz es máximo con siembras tempranas de principio de septiembre ($\sim 10500 \text{ kg ha}^{-1}$) y se reduce a 9000 kg ha^{-1} con el retraso de la siembra hasta principios de noviembre. En siembras posteriores, el rendimiento potencial aumenta levemente hasta estabilizarse en $\sim 9500 \text{ kg ha}^{-1}$ en fechas de diciembre-enero pero siembras muy tardías, de fines de enero-principios de febrero, provocan el desplome del rendimiento potencial a 7500 kg ha^{-1} . El rendimiento potencial máximo para soja es de 4300 kg ha^{-1} en siembras de noviembre, tanto para ciclos cortos (GMV, de hábito de crecimiento determinado) como largos (GMVIII determinado). Siembras más tempranas reducen el rendimiento en mayor medida en los ciclos cortos que en los largos, mientras que los retrasos en la siembra afectan el rendimiento de ambos grupos de madurez por igual. Siembras de principio de enero tienen un rendimiento potencial de $\sim 3300 \text{ kg ha}^{-1}$ mientras que siembras muy tardías, de principio a mediados de febrero, tienen un rendimiento potencial $\sim 50\text{-}70\%$ menor que el de las siembras de noviembre ($1400\text{-}2000 \text{ kg ha}^{-1}$).

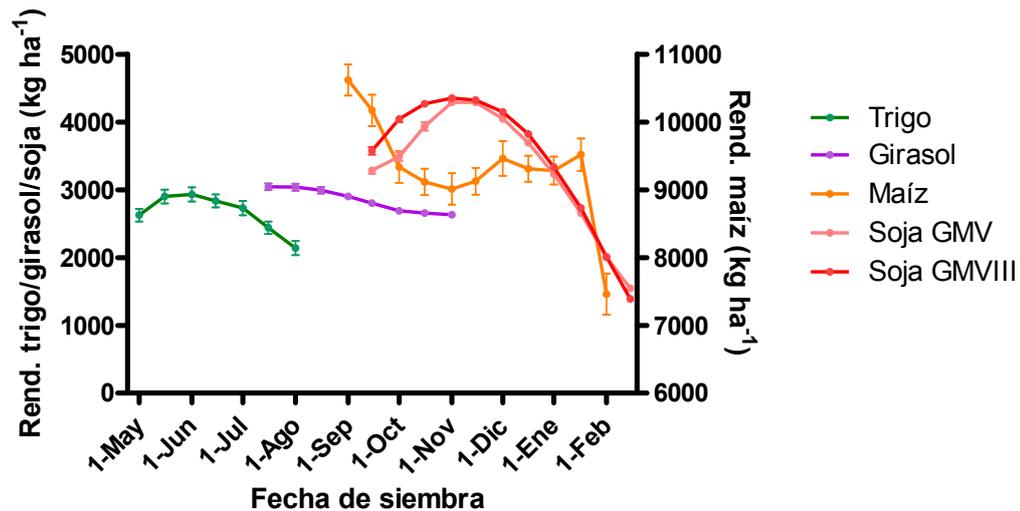


Figura 3.8: Variación del rendimiento potencial de los cultivos trigo, girasol, maíz y soja en función de la fecha de siembra en la localidad de Bandera (42 campañas). Los segmentos indican el desvío estándar de la media en cada fecha.

Si bien el rendimiento potencial constituye una referencia útil para definir el techo de rendimiento a alcanzar en condiciones ideales o de riego, en condiciones de secano el rendimiento real normalmente se ve afectado por diversas restricciones que reducen la eficiencia con que los cultivos capturan y utilizan los recursos disponibles. En el cuadro 3.1 se presentan algunos parámetros fenológicos de los GFC clasificados en cuatro campañas, dos de inicios (2001/02 y 2002/03) y dos de fines (2011/12 y 2012/13) del período estudiado, las primeras relativamente húmedas y las segundas relativamente más secas. En base a estos parámetros fenológicos y los resultados del modelo hidrológico se construyó el cuadro 3.2, que describe las condiciones ambientales que exploraron los GFC en las 4 campañas y su potencial efecto sobre el rendimiento.

Cada uno de los Grupos Fenológicos de Cultivos identificados presentó una estacionalidad del crecimiento claramente discernible de la del resto (Cuadro 3.1). No obstante, se encontró cierta variabilidad entre campañas en los patrones fenológicos de cada GFC, que posiblemente se asocie a variaciones en la oferta hídrica y otros factores coyunturales de cada año.

Cuadro3.1: Parámetros fenológicos de los GFC durante las campañas 2001/02, 2002/03, 2011/12 y 2012/13. La columna “n” indica el número de píxeles empleados para empleados para extraer las métricas fenológicas.

GFC	Campaña	n	Inicio (fecha)	Pico (fecha)	Fin (fecha)	Long. Ciclo (días)	Long. Barbecho (días)
Inv	2001/02	4	08-jul ± 0	26-ago ± 4	31-oct ± 3	116 ± 3	85 ± 3
	2002/03	11	10-jul ± 8	06-sep ± 11	02-nov ± 7	115 ± 12	72 ± 15
	2011/12	27	06-jun ± 17	10-ago ± 11	04-nov ± 6	151 ± 17	38 ± 21
	2012/13	17	12-may ± 17	26-jul ± 19	27-sep ± 13	138 ± 15	93 ± 39
Prim	2001/02	35	20-oct ± 19	28-dic ± 14	12-mar ± 18	143 ± 19	140 ± 57
	2002/03	33	29-oct ± 18	30-dic ± 14	11-mar ± 13	133 ± 20	156 ± 48
	2011/12	33	09-oct ± 14	06-dic ± 17	06-feb ± 26	120 ± 14	150 ± 16
	2012/13	37	07-oct ± 17	06-dic ± 16	06-feb ± 21	122 ± 12	149 ± 41
Ver	2001/02	39	01-dic ± 16	08-feb ± 16	05-may ± 23	155 ± 23	186 ± 51
	2002/03	30	11-dic ± 16	23-feb ± 16	05-may ± 15	145 ± 15	185 ± 32
	2011/12	37	14-dic ± 12	18-feb ± 10	04-may ± 14	141 ± 18	208 ± 25
	2012/13	55	07-dic ± 15	20-feb ± 15	03-may ± 9	147 ± 9	203 ± 32
VerT	2001/02	30	12-ene ± 8	07-mar ± 12	29-may ± 13	137 ± 14	228 ± 47
	2002/03	32	08-ene ± 9	22-mar ± 6	29-may ± 25	141 ± 27	203 ± 46
	2011/12	34	14-ene ± 8	16-mar ± 10	28-may ± 21	134 ± 20	244 ± 21
	2012/13	79	31-dic ± 9	04-mar ± 8	14-may ± 17	135 ± 16	229 ± 46
InVer (Inv)	2001/02	33	30-may ± 17	30-jul ± 21	15-oct ± 21	142 ± 15	55 ± 16
	2002/03	67	29-jun ± 20	24-ago ± 14	27-oct ± 9	120 ± 17	64 ± 27
	2011/12	33	16-jun ± 14	23-ago ± 10	06-nov ± 9	142 ± 14	44 ± 18
	2012/13	77	30-jun ± 13	03-sep ± 13	01-nov ± 12	123 ± 14	74 ± 50
InVer (Ver)			12-dic ± 18	09-feb ± 13	03-may ± 25	143 ± 23	51 ± 20
			11-dic ± 16	17-feb ± 19	05-may ± 18	144 ± 16	46 ± 18
			17-ene ± 8	12-mar ± 8	20-may ± 15	123 ± 14	72 ± 13
			29-dic ± 12	05-mar ± 10	07-may ± 13	129 ± 13	59 ± 16
PrimVer (Prim)	2001/02	20	12-sep ± 11	13-nov ± 12	15-ene ± 14	125 ± 11	110 ± 43
	2002/03	26	23-sep ± 16	25-nov ± 15	13-ene ± 17	112 ± 15	112 ± 40
	2011/12	31	02-oct ± 13	26-nov ± 12	19-ene ± 9	109 ± 11	137 ± 40
	2012/13	27	21-sep ± 13	20-nov ± 11	11-ene ± 11	111 ± 11	134 ± 47
PrimVer (Ver)			31-ene ± 14	03-abr ± 16	20-jun ± 21	140 ± 18	17 ± 14
			27-ene ± 17	02-abr ± 13	03-jun ± 20	127 ± 18	15 ± 10
			29-ene ± 7	29-mar ± 10	28-may ± 14	118 ± 14	10 ± 10
			31-ene ± 8	26-mar ± 10	31-may ± 11	120 ± 13	20 ± 9

Los cultivos de invierno (**Inv**) inician su crecimiento entre junio y principios de julio, pudiendo adelantarse hasta principios de mayo. Su pico de crecimiento es en agosto-principio de septiembre y finalizan su ciclo a principio de noviembre. Por su estacionalidad, reciben poca precipitación durante su ciclo (100-300 mm a⁻¹) por lo que su éxito depende en gran medida del agua almacenada en el suelo a la siembra. Si bien ubican el período crítico en condiciones de baja demanda ambiental (ET_0 2,5-3,5 mm d⁻¹) las escasas lluvias determinan un balance hídrico muy negativo ($BH_{PC} \sim -35$ a -80 mm) en esta etapa que define en gran medida el rendimiento. Por su crecimiento invierno-primaveral están expuestos a heladas (10 a 25 días con $T_{min} \leq 4^\circ C$), aún en la etapa sensible (3 a 15 días con $T_{min} \leq 4^\circ C$, entre el período crítico y el llenado) y la incidencia de días con temperaturas muy cálidas es baja (hasta 3 días con $T_{max} \geq 35^\circ C$ durante el período crítico). Si el agua a la siembra es limitada, el crecimiento vegetativo del canopeo es escaso por lo que el rendimiento del cultivo se ve afectado no sólo por el balance hídrico negativo ($LimH_2O \sim 40-60\%$) sino además por una insuficiente eficiencia de interceptación de radiación en el período crítico ($LimRad \sim 70\%$).

Los cultivos primaverales (**Prim**) inician su crecimiento en el mes de octubre (fines de septiembre a principios de noviembre), tienen su pico de crecimiento en el mes de diciembre-principios de enero y finalizan su ciclo en febrero-marzo. Presentan muy alta variabilidad en la precipitación que reciben durante su ciclo (300-700 mm) y durante el período crítico (70-150 mm). A su vez, es el GFC que presenta la mayor demanda ambiental durante el período crítico (ET_0 6-7 mm d⁻¹), lo que determina la alta vulnerabilidad de su rendimiento en años de baja oferta hídrica (ej. BH_PC ~ -130 mm en la campaña 2011/12). El riesgo de exposición a heladas es bajo (<0,5 días con $T_{min} < 4^\circ C$), pero es frecuente que los cultivos estén expuestos a alta temperatura durante el período crítico (10-15 de los 31 días de período crítico con $T_{max} \geq 35^\circ C$). En años de baja pluviometría puede que los cultivos no alcancen plena cobertura en la etapa crítica (LimRad ~80%) lo que, sumado a la restricción hídrica durante este período (LimH₂O ~40-65%), afecta severamente al rendimiento (LimRend ~30-50%).

Los cultivos de verano (**Ver**) inician su crecimiento en el mes de diciembre (fines de noviembre a fines de diciembre), tienen su pico de crecimiento en febrero y terminan su ciclo en mayo. Son el GFC de mayor duración de estación de crecimiento (140-155 días) y reciben en promedio 400-650 mm de lluvia durante su ciclo. Como crecen en la estación de lluvias y presentan normalmente un buen contenido hídrico del suelo a la siembra (AS_ini ~50-80%) no suelen tener mayores restricciones para lograr cobertura completa en el período crítico (LimRad ~85-95%). No obstante, las condiciones de alta demanda ambiental (ET_0 5-6,5) y la incidencia de altas temperaturas en el mes de febrero (1 de cada 2-3 días del PC con $T_{max} \geq 35^\circ C$), pueden provocar situaciones de déficit hídrico (LimH₂O ~45-75%) que reducen el rendimiento alcanzado (LimRend ~40-70%).

Los cultivos de verano tardío (**VerT**) inician su crecimiento entre fines de diciembre y enero, tienen su pico de crecimiento en marzo y terminan su ciclo hacia fines de mayo. Son los que presentan el barbecho pre-siembra más largo (200-240 días) y tienen un ciclo 1-2 semanas más corto que **Ver**. Es uno de los GFC que ubica el período crítico en condiciones más favorables, con una demanda ambiental moderada (ET_0 3,5-5 mm d⁻¹) y una cantidad de precipitaciones (90-140 mm) que determinan que el balance hídrico en esta etapa sea positivo en años húmedos y tenga un déficit de ~50 mm en años secos, el que es cubierto en parte por el agua almacenada en el suelo al inicio de esta etapa. Tiene menos exposición a temperaturas elevadas durante el período crítico (1 de cada 2,5-7 días del PC con $T_{max} \geq 35^\circ C$) que **Prim** o **Ver** pero por su maduración más retrasada hacia el otoño presenta un mayor riesgo de heladas en el llenado (hasta 2 eventos en el ciclo). Como se desarrollan durante el período de lluvias y se siembran con un contenido hídrico del suelo favorable (50-85% del agua útil), logran buena cobertura durante el período crítico (LimRad ~85-95%), pero su rendimiento pueden estar limitado por la disponibilidad hídrica en esta etapa en años secos (LimH₂O ~60-75%, LimRend ~55-65%).

El sistema de doble cultivo invierno-estival (**InVer**) está constituido por un componente de ciclo invierno-primaveral (**InVer(Inv)**), y otro de ciclo estival (**InVer(Ver)**). Los parámetros fenológicos y el ambiente explorado por **InVer(Inv)** son similares a los de un cultivo simple de invierno (**Inv**), mientras que la estacionalidad del crecimiento de **InVer(Ver)** es similar a la del cultivo de verano simple (**Ver**) durante las primeras campañas (2001/02 y 2002/03), y a la del cultivo estival de siembra tardía (**VerT**) durante las últimas (2011/12 y 2012/13). Las condiciones exploradas por **InVer(Ver)**, sin embargo, pueden ser distintas a las de su correspondiente par de verano. El hecho de ser sembrado sobre un cultivo antecesor invernal que consume

agua, reduce el barbecho en 140-170 días, pero a la vez genera rastrojo abundante para captar y reducir las pérdidas de agua por evaporación y escorrentía de las lluvias previas a la siembra, puede determinar diferencias en el contenido hídrico del suelo a la siembra, que pueden afectar el desarrollo futuro del canopeo y la generación de rendimiento del cultivo, particularmente en campañas secas. Las pequeñas diferencias en el contenido hídrico a la siembra simuladas en las últimas campañas (~12% menos de agua útil en los cultivos de segunda en 2011/12 y 2012/13, respecto de **VerT**) tuvieron muy poca repercusión sobre el desarrollo del canopeo (**LimRad** en **InVer(Ver)** ~80-85% vs 85-90% en **VerT**) y en la generación de rendimiento (**LimRend** 48-62% vs 53-63%, para **InVer(Ver)** y **VerT**, respectivamente) de los cultivos de segunda evaluados.

Por último, el sistema de doble cultivo primavero-estival (**PrimVer**) está constituido por un componente de ciclo primaveral (**PrimVer(Prim)**) y otro estival (**PrimVer(Ver)**) que presentan patrones fenológicos diferentes a los de los correspondientes cultivos simples, primaverales (**Prim**) o estivales (**Veró VerT**). **PrimVer(Prim)** se siembra mayormente en septiembre, tiene su pico de crecimiento hacia fines de noviembre y finaliza su ciclo en enero. Por su siembra más temprana y menor longitud de ciclo, recibe menos precipitaciones que **Prim**, con muy alta variabilidad entre campañas (230-600 mm) y tiene mayor riesgo de exposición a heladas (0-2 eventos con $T_{min} \leq 4^{\circ}C$). La baja oferta hídrica durante su desarrollo vegetativo determina que normalmente no alcance plena cobertura en el período crítico (**LimRad** ~60-80%), el cual se ubica en condiciones de demanda relativamente elevada (ET_0 5-6,3 $mm\ d^{-1}$) y alta variabilidad en las lluvias (70-230 mm). En consecuencia, el rendimiento esperable en **PrimVer(Prim)** es intermedio-bajo, altamente variable (**LimRend** ~34-78%) y sumamente dependiente de la oferta hídrica desde el inicio de la estación húmeda. El componente estival (**PrimVer(Ver)**) inicia su ciclo en fines de enero, tiene su pico de crecimiento en fines de marzo-principio de abril y finaliza su ciclo en fines de mayo-principio de junio. Si bien este esquema ubica el período crítico en condiciones de baja demanda atmosférica (ET_0 3-4 $mm\ d^{-1}$) y un balance hídrico favorable en relación a otros GFC (**BH_PC** ~ +35mm en las campañas húmedas, -60mm en las secas), su siembra tardía implica una considerable reducción en el rendimiento potencial (ya sea que se trate de maíz o soja; Fig. 3.8) y una mayor exposición a heladas durante la etapa reproductiva (1-5 eventos en promedio). A su vez, el hecho de que se siembre sobre un cultivo primaveral determina que el agua almacenada a la siembra sea normalmente baja (**AS_siembra** ~15-35%, salvo en 2002/03), lo que implica que en años secos el cultivo se vea afectado (**LimRend** ~ 40-50%) tanto por no lograr plena cobertura (**LimRad** ~70-80%) como por iniciar el período crítico con poca agua útil (**AS_PC** ~25-40%).

Cuadro 3.2: Condiciones ambientales exploradas por los GFC durante 4 campañas. Para cada variable se presenta el valor medio de los píxeles analizados y su desvío estándar. Los valores entre paréntesis corresponden a temperaturas bajas durante la fase sensible de los cultivos invernales (período crítico a madurez)

GFC	Campaña	n	PP_ciclo (mm)	PP_PC (mm)	ET ₀ _PC (mm.d ⁻¹)	BH_PC (mm)	AS_ini (0-1)	Tmax_PC (días Tmax≥35°C)	Tmin_ciclo (días Tmin≤4°C)	Lim Rad (0-1)	Lim H ₂ O (0-1)	Lim Rend (0-1)
Inv	2001/02	4	307 ± 0	46 ± 15	2,6 ± 0,1	-34 ± 18	0,85 ± 0,00	0 ± 0,0	12 (3) ± 0 (1)	0,82 ± 0,15	1,00 ± 0,00	0,82 ± 0,15
	2002/03	11	218 ± 21	45 ± 52	3,7 ± 0,2	-72 ± 45	0,79 ± 0,09	3 ± 1,4	10 (3) ± 1,3 (2)	0,93 ± 0,03	0,75 ± 0,06	0,70 ± 0,07
	2011/12	27	110 ± 36	1 ± 1	2,7 ± 0,4	-82 ± 13	0,31 ± 0,06	2 ± 0,9	26 (10) ± 11 (2)	0,68 ± 0,13	0,38 ± 0,11	0,26 ± 0,08
	2012/13	17	120 ± 41	10 ± 14	2,4 ± 0,4	-66 ± 6	0,44 ± 0,15	1 ± 2,0	26 (15) ± 1,5 (5)	0,74 ± 0,11	0,62 ± 0,27	0,45 ± 0,19
Prim	2001/02	35	675 ± 130	122 ± 43	6,1 ± 0,3	-67 ± 49	0,61 ± 0,22	11 ± 3,0	0,2 ± 0,6	0,96 ± 0,06	0,80 ± 0,19	0,76 ± 0,18
	2002/03	33	687 ± 108	133 ± 43	5,9 ± 0,5	-49 ± 50	0,74 ± 0,21	9 ± 3,2	0,1 ± 0,5	0,96 ± 0,06	0,92 ± 0,10	0,88 ± 0,11
	2011/12	33	288 ± 87	70 ± 30	6,5 ± 0,6	-131 ± 42	0,33 ± 0,12	11 ± 5,6	0,0 ± 0,2	0,77 ± 0,09	0,39 ± 0,14	0,30 ± 0,12
	2012/13	37	414 ± 100	152 ± 61	6,7 ± 0,4	-57 ± 63	0,49 ± 0,20	15 ± 2,4	0,4 ± 0,8	0,80 ± 0,08	0,65 ± 0,25	0,52 ± 0,20
Ver	2001/02	39	657 ± 101	102 ± 28	5,7 ± 0,5	-76 ± 39	0,72 ± 0,20	13 ± 2,1	0,1 ± 0,5	0,96 ± 0,08	0,61 ± 0,18	0,59 ± 0,17
	2002/03	30	645 ± 121	154 ± 43	4,8 ± 0,8	4 ± 58	0,83 ± 0,13	10 ± 3,6	0,0 ± 0,0	0,97 ± 0,05	0,73 ± 0,15	0,71 ± 0,15
	2011/12	37	404 ± 37	171 ± 33	6,6 ± 0,6	-34 ± 39	0,50 ± 0,09	17 ± 2,3	0,2 ± 0,8	0,88 ± 0,09	0,53 ± 0,11	0,46 ± 0,11
	2012/13	55	393 ± 92	86 ± 30	5,5 ± 1,1	-84 ± 52	0,71 ± 0,18	10 ± 4,7	0,0 ± 0,2	0,89 ± 0,08	0,46 ± 0,17	0,41 ± 0,15
VerT	2001/02	30	496 ± 45	143 ± 36	4,6 ± 0,8	2 ± 58	0,69 ± 0,19	13 ± 4,4	0,6 ± 1,7	0,96 ± 0,05	0,81 ± 0,16	0,78 ± 0,16
	2002/03	32	540 ± 75	136 ± 32	3,4 ± 0,2	31 ± 30	0,85 ± 0,10	3 ± 0,7	1,7 ± 3,6	0,95 ± 0,05	0,99 ± 0,02	0,94 ± 0,06
	2011/12	34	401 ± 49	96 ± 63	4,9 ± 0,6	-57 ± 53	0,47 ± 0,12	9 ± 4,2	2,1 ± 2,6	0,86 ± 0,10	0,74 ± 0,17	0,63 ± 0,16
	2012/13	79	291 ± 67	90 ± 31	4,7 ± 0,4	-54 ± 25	0,69 ± 0,15	7 ± 1,9	0,4 ± 1,0	0,91 ± 0,09	0,59 ± 0,19	0,53 ± 0,15
InVer (Inv)	2001/02	33	182 ± 97	19 ± 26	2,4 ± 0,3	-55 ± 28	0,76 ± 0,13	3 ± 2,5	19 (10) ± 3,0 (4,5)	0,85 ± 0,10	0,93 ± 0,14	0,79 ± 0,16
	2002/03	67	219 ± 76	25 ± 34	3,4 ± 0,6	-80 ± 33	0,74 ± 0,13	3 ± 1,6	12 (5) ± 3,6 (3)	0,90 ± 0,12	0,80 ± 0,15	0,72 ± 0,16
	2011/12	33	134 ± 42	9 ± 12	3,1 ± 0,3	-88 ± 12	0,30 ± 0,07	1 ± 0,6	24 (7) ± 3,5 (2,2)	0,58 ± 0,13	0,37 ± 0,09	0,21 ± 0,06
	2012/13	77	139 ± 42	40 ± 15	3,4 ± 0,4	-65 ± 17	0,43 ± 0,18	5 ± 1,1	20 (6) ± 3,6 (2,7)	0,71 ± 0,13	0,56 ± 0,21	0,41 ± 0,19
InVer (Ver)			594 ± 108	98 ± 34	5,9 ± 0,4	-84 ± 45	0,81 ± 0,16	13 ± 2,0	0,3 ± 1,3	0,98 ± 0,05	0,63 ± 0,17	0,62 ± 0,17
			635 ± 107	135 ± 36	5,2 ± 1,0	-27 ± 55	0,81 ± 0,18	11 ± 4,0	0,1 ± 0,5	0,96 ± 0,09	0,81 ± 0,15	0,77 ± 0,15
			379 ± 55	103 ± 38	5,2 ± 0,6	-59 ± 30	0,35 ± 0,08	11 ± 3,5	0,5 ± 1,5	0,80 ± 0,12	0,78 ± 0,17	0,62 ± 0,13
			292 ± 78	91 ± 34	4,6 ± 0,4	-53 ± 27	0,58 ± 0,17	7 ± 2,1	0,2 ± 0,4	0,87 ± 0,13	0,55 ± 0,19	0,48 ± 0,18
PrimVer (Prim)	2001/02	20	539 ± 87	154 ± 40	5,4 ± 0,3	-14 ± 39	0,48 ± 0,28	4 ± 2,3	1,7 ± 0,7	0,83 ± 0,09	0,80 ± 0,21	0,67 ± 0,21
	2002/03	26	589 ± 73	228 ± 70	5,1 ± 0,3	69 ± 69	0,58 ± 0,22	4 ± 1,6	0,5 ± 1,2	0,81 ± 0,14	0,97 ± 0,06	0,78 ± 0,14
	2011/12	31	230 ± 32	71 ± 29	6,3 ± 0,3	-124 ± 33	0,33 ± 0,12	9 ± 2,3	0,2 ± 0,4	0,63 ± 0,13	0,54 ± 0,16	0,34 ± 0,12
	2012/13	27	362 ± 75	129 ± 48	6,3 ± 0,3	-67 ± 52	0,44 ± 0,21	12 ± 1,9	1,6 ± 1,1	0,74 ± 0,08	0,53 ± 0,15	0,40 ± 0,14
PrimVer (Ver)			477 ± 79	129 ± 60	2,9 ± 1,0	39 ± 62	0,37 ± 0,22	4 ± 6,3	4,5 ± 3,9	0,88 ± 0,08	0,91 ± 0,16	0,79 ± 0,15
			452 ± 89	128 ± 34	3,0 ± 0,5	35 ± 41	0,62 ± 0,21	2 ± 1,3	2,4 ± 4,1	0,94 ± 0,06	0,98 ± 0,04	0,91 ± 0,06
			371 ± 58	72 ± 39	4,2 ± 0,6	-57 ± 35	0,16 ± 0,09	4 ± 3,2	1,3 ± 1,9	0,73 ± 0,16	0,66 ± 0,24	0,47 ± 0,17
			218 ± 39	61 ± 18	4,0 ± 0,2	-63 ± 18	0,27 ± 0,12	3 ± 1,3	1,0 ± 0,7	0,81 ± 0,08	0,46 ± 0,13	0,38 ± 0,12

3.3.2.2 Resultados productivos durante el período estudiado

En la figura 3.9 se presenta el rendimiento del cultivo de soja obtenido por los productores del CREA-Bandera en ocho campañas. En base al resultado logrado, las campañas se caracterizaron como “buenas”, “malas” y “muy malas”. Hubo cuatro campañas “buenas” (2003/04, 2005/06, 2006/07 y 2009/10), con rendimientos medios de ~ 2500 kg ha⁻¹, máximos mayores a 3500 kg ha⁻¹ (P95), y un 75% de los lotes relevados (P25) con rendimientos mayores a 2000 kg ha⁻¹; Hubo tres campañas “malas” (2004/05, 2007/08 y 2011/12) con rendimientos medios de ~ 1300 kg ha⁻¹, más del 75% de los lotes con rendimientos inferiores a 2000 kg ha⁻¹ y algunos lotes sin cosechar. Finalmente, la campaña 2008/09 fue la única caracterizada como “muy mala”, donde el rendimiento promedio fue de apenas 450 kg ha⁻¹, hubo muchos lotes sin cosechar, y sólo el 5% de los lotes relevados tuvo un rendimiento mayor a 1000 kg ha⁻¹. En términos generales, la variabilidad interanual del rendimiento de soja de los lotes del CREA-Bandera guardó buena relación con las estimaciones departamentales del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA), excepto en la campaña 2009/10 en que la estimación oficial parece haber sobreestimado el rendimiento. Dado que hubo campañas “malas” con mayor precipitación que la de algunas campañas “buenas”, la variabilidad interanual de la lluvia *per se* no sería el único factor determinante del rendimiento de soja en el área de estudio, sino que también importaría su distribución y su interacción con el manejo del cultivo. El hecho de que una campaña “mala” haya antecedido a la campaña 2008/09, pudo haber contribuido a que ésta última haya tenido rendimientos de una campaña “muy mala”, lo que sugiere que la condición de la campaña anterior también puede tener injerencia en el rendimiento.

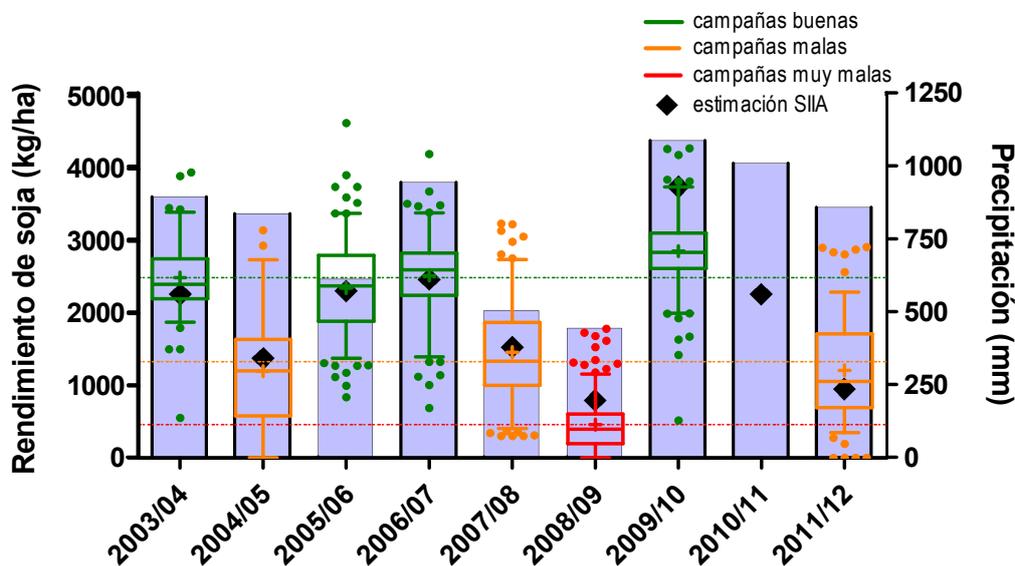


Figura 3.9: Boxplot del rendimiento de soja obtenido por los productores del CREA-Bandera durante ocho campañas. Las cruces representan el rendimiento medio de cada campaña, las cajas representan el percentil 25 (P25), la mediana (P50) y el percentil 75 (P75), los extremos de los segmentos los percentiles 5 y 95, y los puntos los valores extremos menores a P5 y mayores a P95. Las líneas cortadas representan el rendimiento medio de las campañas “buenas” (verde), “malas” (naranja) y “muy mala” (rojo). Las barras celestes indican la precipitación (pluviómetro en Bandera) y los rombos negros el rendimiento departamental estimado por el SIIA (promedio de Gral. Taboada y Belgrano) en cada campaña.

La fecha de siembra fue uno de los factores de manejo de mayor influencia sobre el rendimiento de soja en el área de estudio (Fig. 3.10). Si bien existe una alta dispersión en los datos de los lotes de producción y una distribución asimétrica en el rango de fechas explorado, las líneas de tendencia indican que en promedio, los mayores rendimientos se obtendrían con siembras de noviembre en campañas buenas, con siembras de fines de noviembre en campañas malas y con siembras de principio de diciembre en las muy malas. La tendencia a retrasar la fecha de siembra en campañas adversas se verificó en los lotes de producción donde la fecha de siembra se concentró en el mes de diciembre en las campañas buenas, a principios de enero en las malas y a mediados de enero en las muy malas. Si bien el retraso de la fecha de siembra tiende a reducir la brecha entre el rendimiento real y el potencial y a aliviar la restricción hídrica, la abrupta caída del rendimiento potencial en fechas tardías limita severamente el rendimiento loggable en siembras posteriores al mes de diciembre.

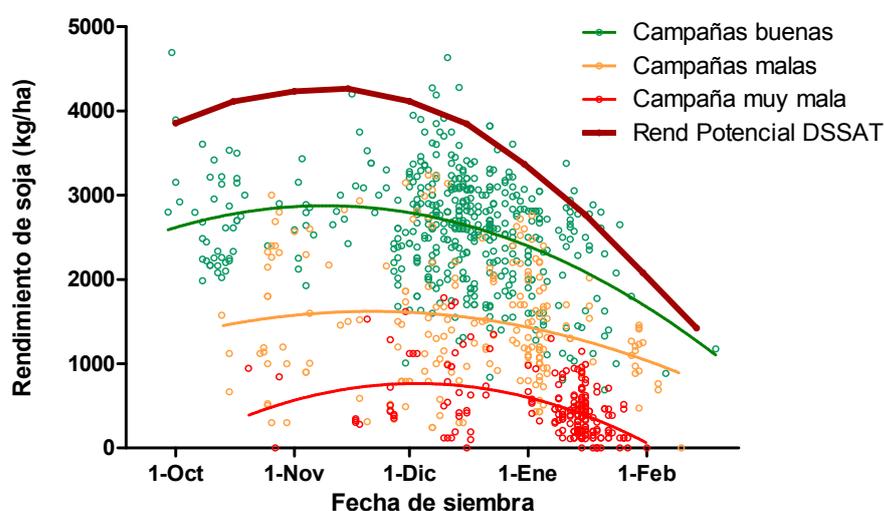


Figura 3.10: Rendimiento de soja de primera obtenido por los productores del CREA-Bandera en campañas buenas (verde), malas (naranja) o muy malas (rojo), en función de la fecha de siembra. Las líneas finas indican la línea de tendencia del rendimiento en función de la fecha de siembra para cada situación. La línea de trazo grueso indica el rendimiento potencial de una soja de GM VIII (A8000) bajo las condiciones edafo-climáticas de Bandera, simulada con CROPGRO-soybean.

Asumiendo que la precisión con que el SIIA estimó el rendimiento de soja en los departamentos Gral. Taboada y Belgrano es similar a la de las estimaciones del resto de los cultivos sembrados en el área de estudio, se analizó la relación entre el rendimiento de soja y el de otros cultivos de modo de encontrar similitudes o contrastes en la variabilidad interanual de su rendimiento (Fig. 3.11). El rendimiento de soja estuvo significativamente correlacionado ($p < 0,01$) con el de los cultivos estivales sorgo y maíz (coeficientes de correlación r , de 0,73 y 0,55 respectivamente), pero no con el de algodón ($p = 0,06$), ni con el de otros cultivos que crecen en una estación diferente del año como girasol ($p = 0,41$) o trigo ($p = 0,22$). Como en el caso de la soja, la campaña 2008/09 fue la de peor rendimiento para la mayoría de los cultivos, con excepción del algodón que tuvo un rendimiento relativamente bueno (2200 kg ha^{-1}). Las pocas hectáreas sembradas con trigo en esa campaña no se cosecharon.

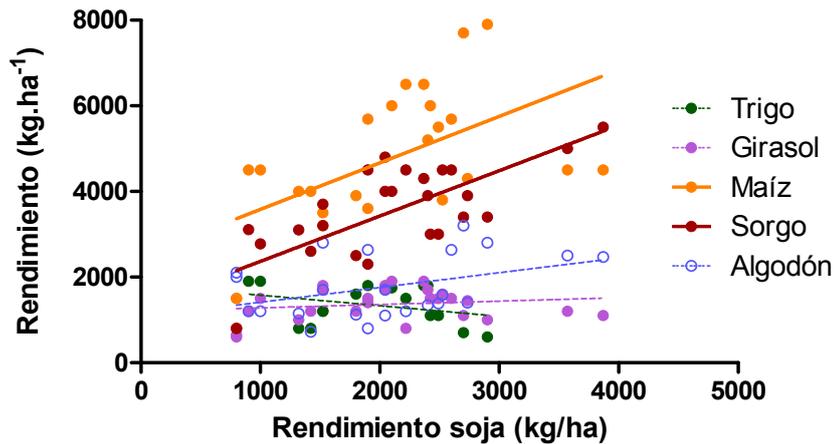


Figura 3.11: Rendimiento de los principales cultivos sembrados en los departamentos Gral. Taboada y Belgrano entre las campañas 2000/01 a 2013/14, en función del rendimiento de soja en las mismas campañas. Las líneas enteras representan el modelo de ajuste lineal para los cultivos cuyo rendimiento correlaciona con el rendimiento de soja, y las líneas punteadas la línea de tendencia del rendimiento de los cultivos que no correlacionan con soja. Figura elaborada en base a estimaciones de rendimiento del SIIA.

3.3.3 Riesgo hidrológico de los sistemas productivos

3.3.3.1 Flujos hidrológicos según coberturas

Las diferencias en la estacionalidad de los cultivos y en la temporalidad y cantidad de la cobertura de rastrojos o material muerto determinaron que los GFC, el suelo y las pasturas particionen de manera diferencial la precipitación recibida en la campaña (Fig. 3.12). La escorrentía, la evaporación y la transpiración se relacionaron significativamente ($p < 0,0001$) con la precipitación en forma lineal y positiva (Fig. 3.12a-c), mientras que el drenaje profundo lo hizo en forma exponencial (Fig. 3.12d), para todos los GFC.

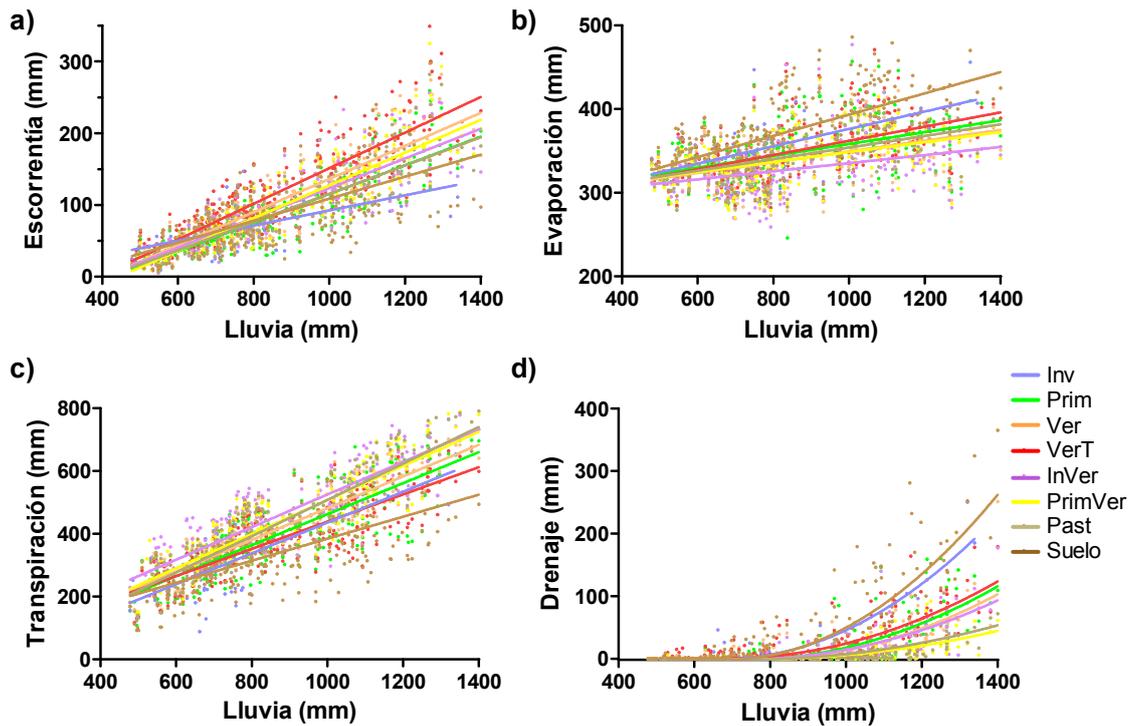


Figura 3.12: Cantidad simulada de escorrentía (a), evaporación (b), transpiración (c) y drenaje (d) en función de la precipitación de una campaña. Cada punto representa el valor promedio de todos los píxeles de cada GFC en cada combinación de cuadrante TRMM (21 cuadrantes, cada uno con su serie temporal de precipitación) x campaña (13 campañas).

La regresión lineal entre la escorrentía y la precipitación presentó un coeficiente de determinación (r^2) mayor a 0,7 en todas las coberturas, salvo en **Inv** y **Suelo**, que tuvieron una menor asociación ($r^2 \sim 0,3$ y $0,45$, respectivamente; Fig.3.12a). En campañas de muy baja precipitación (~ 600 mm campaña $^{-1}$) la escorrentía fue reducida y similar para todas las coberturas (**Esc** ~ 40 mm, un 7% de la precipitación caída) y en la medida que la precipitación por campaña aumentó, las diferencias entre coberturas se hicieron más notorias. **VerT** es la cobertura que presentó, en promedio, el mayor aumento proporcional en escorrentía, con 0,25 mm por cada milímetro de lluvia adicional (i.e. pendiente del modelo lineal, $b=0,25$ mm mm $^{-1}$). Le siguieron en orden decreciente **Ver**, **PrimVer**, **InVer**, **Prim** y **Past** con valores entre 0,2 y 0,23 mm mm $^{-1}$ y finalmente **Suelo** e **Inv**, con 0,15 y 0,1 mm mm $^{-1}$, respectivamente. De esta manera, las diferencias entre coberturas en sitios y campañas de muy alta pluviometría (~ 1300 mm de lluvia) llegaron a superar los 100 mm campaña $^{-1}$, entre casos extremos (125 y 225 mm de escorrentía para **Inv** y **VerT**, respectivamente).

La evaporación fue, en términos generales, mayor que la escorrentía y menos dependiente de la precipitación ($r^2=0,1-0,4$) en todas las coberturas (Fig. 3.12b). Los valores de evaporación y sus diferencias entre coberturas fueron mínimos en campañas y sitios de baja pluviometría (en campañas de ~ 600 mm, la evaporación varió entre 315 y 345 mm) y se incrementaron lineal y positivamente ($p < 0,0001$) con la precipitación. **Suelo** fue la cobertura que mayor evaporación presentó ante incrementos en la precipitación (0,13 mm por cada milímetro de lluvia adicional) seguida por **Inv** (0,10 mm mm lluvia), **VerT** (0,08 mm mm lluvia), **Prim**, **Past**, **Ver**, **PrimVer** (0,06-0,07 mm mm lluvia) y finalmente **InVer** que presentó la menor sensibilidad (0,05 mm mm lluvia). A modo ilustrativo, la evaporación en **InVer** en una campaña muy húmeda

(1200 mm de precipitación) fue similar a la de **Suelo** en una muy seca (600 mm) y mientras que la evaporación en **InVer** se incrementó en sólo 30 mm al comparar la campaña húmeda contra la seca, **Suelo** lo hizo en 75 mm.

La transpiración estuvo fuertemente determinada por la precipitación en casi todas las coberturas ($r^2=0,70-0,81$), y en menor medida en **Inv** y **Suelo** ($r^2=0,56$ y $0,46$, respectivamente; Fig. 3.12c). Como en los casos anteriores, la diferencia entre coberturas fue menor en años/sitios de baja pluviometría y se incrementó con el aumento en la precipitación de la campaña (la máxima diferencia de transpiración entre coberturas fue de 75 mm y 175 mm para campañas de 600 y 1200 mm, respectivamente). **InVer** fue, en términos generales la cobertura de mayor transpiración en todo el rango de precipitaciones. La transpiración de **Past** y **PrimVer** fue similar a la de **InVer** en campañas muy húmedas (630 mm en campañas de 1200 mm) pero se vio más afectada en campañas secas, donde fue similar a la del resto de las coberturas (270 mm, en campañas de 600 mm). **Ver** y **Prim** presentaron valores similares e intermedios de transpiración mientras que **VerT** e **Inv** fueron los GFC con valores más bajos (~100 mm menos que **InVer** en campañas húmedas). Por último, **Suelo** fue la cobertura que menor transpiración presentó.

En promedio, las pérdidas por drenaje fueron mínimas con precipitaciones menores a 800 mm campaña⁻¹, y se incrementaron cuadráticamente con el aumento de las lluvias ($r^2=0,43-0,86$, $p<0,0001$; Fig. 3.12d). **Suelo** e **Inv** fueron las coberturas que mayor drenaje presentaron, alcanzando 135 y 120 mm campaña⁻¹ en campañas muy húmedas (1200 mm). Bajo las mismas condiciones, le siguieron en orden decreciente **VerT**, **Prim**, **Ver** e **InVer** con 65, 55, 50 y 45 mm campaña⁻¹, respectivamente, y finalmente **Past** y **PrimVer**, como las coberturas que menos drenaje generaron, con 25 y 22 mm campaña⁻¹, respectivamente. Si bien estos valores representan el drenaje en condiciones promedio, debe destacarse que ocurrieron eventos de drenaje en todo el rango de precipitaciones explorado (incluso en campañas secas) y que, en determinadas condiciones, el drenaje puede superar ampliamente los valores presentados, en particular cuando la cobertura es **Suelo**.

El drenaje simulado es consecuencia de lo que ocurrió con el resto de los flujos hidrológicos para una cobertura y condición dada. Si bien en el modelo utilizado se asumió que la escorrentía es una pérdida de agua del sistema que no tiene consecuencias posteriores sobre el resto de los flujos en sitios vecinos, en realidad ocurre redistribución del agua superficial por lo que un sitio que presenta alta escorrentía puede aportar un flujo de entrada de agua adicional a otro sitio vecino (dentro del mismo lote o en un lote contiguo con otra cobertura) que ve incrementada su precipitación efectiva. En la figura 3.13 se presenta la evapotranspiración (**ET**) en función de la precipitación efectiva (**Pp_{Ef}**) de modo de comparar la capacidad de las distintas coberturas de consumir el agua que efectivamente entra en el suelo, y que potencialmente puede generar drenaje profundo. La línea 1:1 representa las situaciones en que la evapotranspiración y la precipitación efectiva de una campaña están igualadas, por lo que no hay cambios en el stock de agua del suelo; mientras que la separación de la línea 1:1 indica la magnitud del consumo (cuando está por encima) o recarga (cuando está por debajo) netos del agua del suelo en una campaña. La recarga sólo se traduce en drenaje cuando la suma de ésta más el agua almacenada en el suelo, superan la máxima capacidad de almacenaje. Como era esperable, la evapotranspiración estuvo fuertemente determinada por la precipitación efectiva, respondiendo lineal y positivamente al aumento de la misma ($r^2=0,73-0,91$, $p<0,0001$). En situaciones de baja precipitación efectiva ($Pp_{Ef} \leq 600\text{mm}$), hubo un consumo neto del agua almacenada en el suelo en

todas las coberturas, mientras que con valores mayores de precipitación efectiva ($P_{PEf} \geq 800\text{mm}$) hubo una recarga neta del agua del suelo, de magnitud variable según la cobertura. En términos generales, los doble-cultivos (**InVer** y **PrimVer**) y las pasturas (**Past**) fueron las coberturas más eficientes en consumir el agua del suelo, seguidas en orden decreciente por **Ver**, **VerT**, **Prim** y finalmente **Inv** y **Suelo** como las coberturas de mayor recarga. A modo ilustrativo, la recarga en una situación de muy alta precipitación efectiva ($P_{PEf} \sim 1000\text{ mm}$) fue, en promedio, de $50\text{ mm campaña}^{-1}$ en **Past**, **InVer** y **PrimVer**, de 60 mm en **Ver**, de 90 mm en **VerT** y **Prim**, y de 120 y 150 mm en **Inv** y **Suelo**, respectivamente. Del mismo modo, el umbral de precipitación efectiva a partir del cual hay recarga con aumentos en la pluviometría (i.e. intersección entre la regresión lineal y la línea 1:1), fue de $775\text{-}820\text{ mm campaña}$ para **Past**, **InVer** y **PrimVer**, de 740 mm para **Ver**, de $670\text{-}695\text{ mm}$ para **Prim** y **VerT** y de 620 mm para **Inv** y **Suelo**.

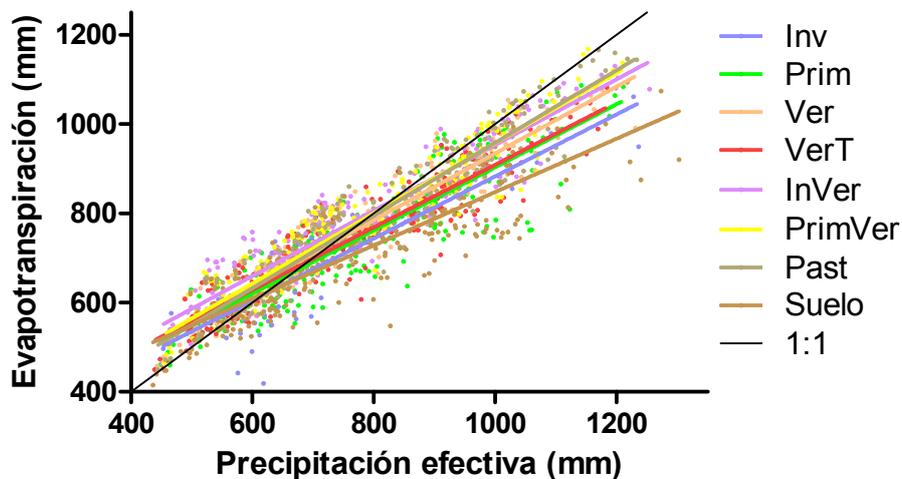


Figura 3.13: Evapotranspiración de los seis GFC (**Inv**, **Prim**, **Ver**, **VerT**, **InVer** y **PrimVer**), las pasturas (**Past**) y el suelo sin sembrar (**Suelo**) en función de la precipitación efectiva de las campañas. La línea 1:1 representa la situación en la cual la evapotranspiración y la precipitación efectiva son iguales.

3.3.3.2 Consecuencias hidrológicas del manejo actual

La figura 3.14 resume la evolución de los principales flujos hidrológicos en el área de estudio, entre las campañas 2000/01 y 2012/13. En términos generales, se observa una tendencia decreciente de la evapotranspiración regional en el tiempo (i.e. ET se reduce $34\text{ mm campaña}^{-1}$, $p < 0,05$) que parece responder más a una disminución en las precipitaciones (P_p se reduce $38\text{ mm campaña}^{-1}$, $p < 0,01$) que a cambios en la cobertura. Sin embargo, la mayor diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración simulada en la campaña 2006/07 (190mm), en relación a otras campañas húmedas de inicios del período ($70\text{-}120\text{ mm}$ en 2000/01 a 2002/03), indicaría una menor capacidad de la vegetación de utilizar el agua en años lluviosos, que se tradujo en considerables pérdidas líquidas de agua en forma de escurrimiento (115 mm) y drenaje profundo (23 mm) en esa campaña. La escorrentía promedio no presentó una tendencia temporal definida ($p = 0,42$) y se mantuvo, salvo en campañas puntuales, en el rango de $50\text{-}100\text{ mm campaña}^{-1}$. El drenaje regional tampoco mostró una tendencia temporal significativa ($p > 0,05$) y en general presentó valores bajos ($\leq 6\text{ mm campaña}^{-1}$), salvo en campañas húmedas ($> 1000\text{ mm campaña}^{-1}$) en que se encontró en torno a los $\sim 20\text{ mm campaña}^{-1}$.

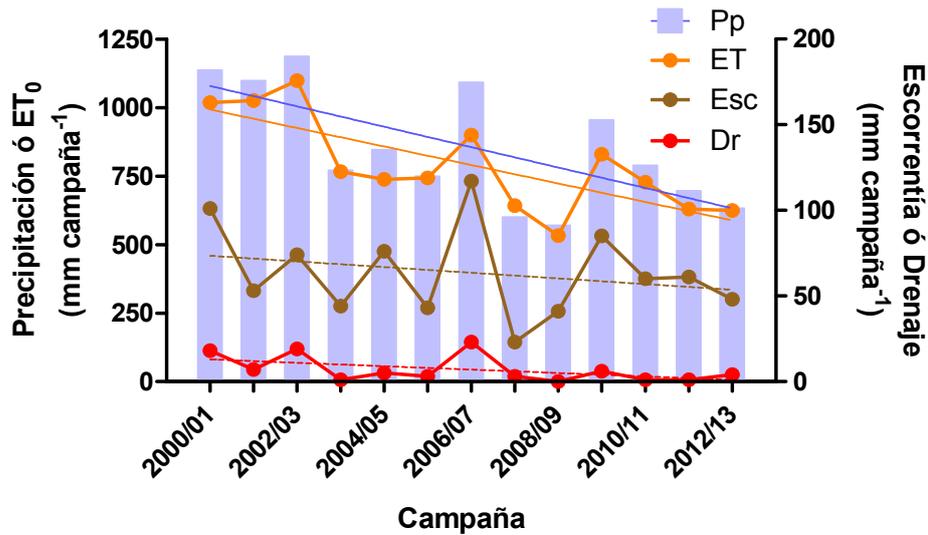


Figura 3.14: Variación interanual en el nivel medio de precipitación, evapotranspiración, drenaje y escorrentía del área de estudio entre las campañas 2000/01 y 2012/13. Las líneas rectas llenas representan el ajuste modelo lineal para los flujos hidrológicos con tendencia temporal significativa ($p < 0,05$) y las líneas cortadas las líneas de tendencia de modelos que no fueron significativos ($p > 0,05$).

La baja variabilidad interanual en el drenaje medio de la región contrasta con la alta variabilidad espacial en el drenaje simulado en el área de estudio (Fig.3.15). El drenaje promedio para las 13 campañas evaluadas varió espacialmente entre 0 y más de 50 mm campaña⁻¹. Los valores mínimos se registraron hacia el oeste del área de estudio, donde la precipitación es menor, hay menor proporción de área desmontada y los desmontes son más recientes. Los valores mayores se registraron en el este del área de estudio, principalmente en la parte central del límite con la provincia de Santa Fe, donde se registraron altos valores de precipitación. En particular, los sitios con drenaje mayor a 50 mm campaña⁻¹ correspondieron a lotes que han sido desmontados con anterioridad al período explorado, y que en su mayoría no tuvieron cultivos de alto consumo de agua (doble-cultivos o pasturas) en ninguna de las cuatro campañas más húmedas (2000/01 a 2002/03 y 2006/07). También se registraron focos de alto drenaje en las proximidades de centros urbanos como Bandera, Los Jurés y Añatuya (éste último ubicado en uno de los cuadrantes de menor pluviometría del área de estudio).

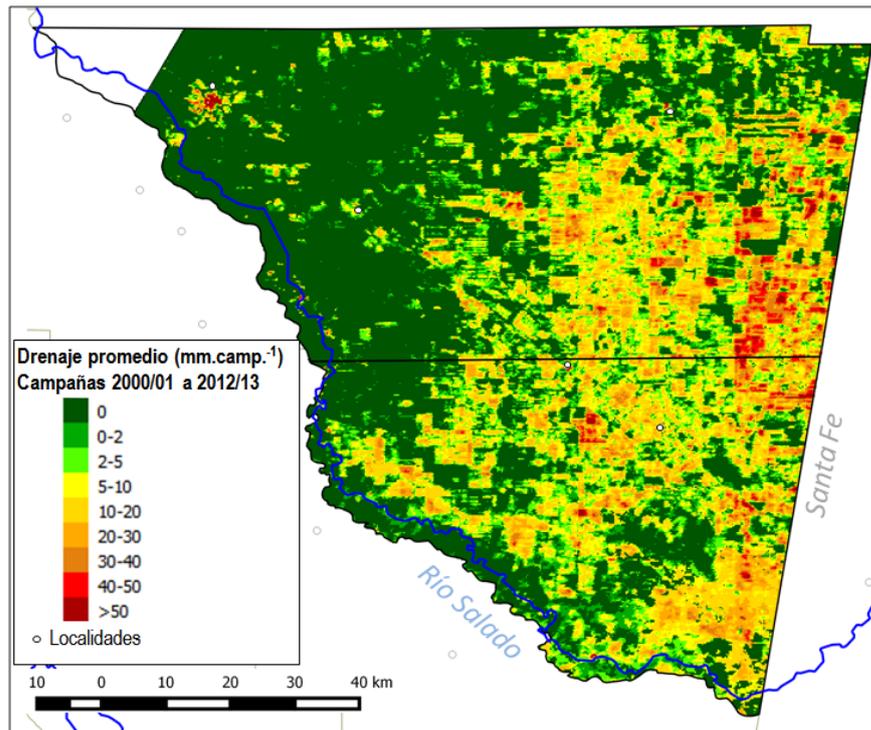


Figura 3.15: Variación espacial en el drenaje promedio del área de estudio (mm campaña^{-1}), para el período comprendido entre las campañas 2000/01 y 2012/13.

3.4 Discusión

Datos de tres fuentes de información independientes (estadísticas oficiales de cultivos; análisis de coberturas por sensores remotos y datos de lotes de producción del CREA-Bandera) coinciden en que la agricultura en Bandera se ha expandido, pero a la vez se ha des-intensificado y simplificado. Este proceso se vio representado por un incremento neto del área departamental destinada a la agricultura (en detrimento fundamentalmente de áreas ocupadas por monte nativo) y una reducción en la diversidad de los cultivos sembrados y sus patrones fenológicos. Desde comienzos del 2000 hasta la fecha, algunos esquemas de manejo y cultivos como las siembras primaverales (**Prim**) han caído prácticamente en desuso, otros como los sistemas más intensivos de doble-cultivo (**InVer** y **PrimVer**) han perdido importancia, mientras que los esquemas más conservativos de cultivos estivales sembrados tardíamente (**VerT**), que eran inexistentes hasta la campaña 2000/01, ocuparon $\sim 80\%$ de la superficie agrícola en las últimas campañas. Si bien trabajos anteriores han analizado aspectos y recomendaciones del manejo de los cultivos para sortear las principales limitaciones productivas de la región (Calviño y Monzon 2009, Mercau 2010, Maddonni 2012), este es el primer estudio que analiza en forma cuantitativa qué estrategias de manejo utilizan fehacientemente los productores y cómo estas evolucionaron en el tiempo.

Los cambios en el manejo informados sugieren una respuesta adaptativa (consciente o inconsciente) de los productores a la variabilidad climática, y más específicamente a un período de baja precipitación. Por un lado, se dejaron de utilizar planteos primaverales (**Prim**), que suponen un alto riesgo productivo en años secos ya que su éxito depende fuertemente tanto del agua almacenada en el suelo, como de las

precipitaciones de inicios de primavera (Mercau 2010). Evidencia de esto es la reducción del área sembrada con girasol en las estadísticas oficiales y la desaparición de las “sojas primaverales” entre los planteos productivos del CREA-Bandera (Apéndice I). Además se observó un creciente reemplazo de las siembras estivales tradicionales (**Ver**) por siembras más tardías (**VerT**) que presentan un rendimiento potencial menor (al menos en el caso de la soja), pero un balance hídrico más favorable durante el período crítico y menos exposición a factores reductores del rendimiento. Esta tendencia se registró en todo el período explorado con excepción de la campaña 2009/10, en la cual la adecuada oferta pluviométrica promovió el uso de planteos **Ver** de siembra temprana y permitió la expresión de su mayor potencial, registrándose los rendimientos de soja más altos del período. Si bien la reducción del área sembrada con **InVer** también podría asociarse al uso de estrategias conservativas del agua durante un período de precipitaciones escasas, este fenómeno se explicaría por factores comerciales donde la combinación de regulaciones internas de mercado y precios internacionales desfavorables desincentivó la siembra del cultivo de trigo, el principal componente invernal de **InVer** a nivel nacional (Andrade et al. 2015, Andrade y Satorre 2015).

El retraso en la fecha de siembra supone un compromiso entre una mayor estabilidad en el rendimiento alcanzable a costa de una reducción del rendimiento potencial en el cultivo de soja, donde el rendimiento cae abruptamente en siembras posteriores a diciembre, pero no en maíz donde la siembra puede retrasarse hasta principios de enero sin sacrificar potencial de rendimiento (Vega 2011). Esta ventaja del maíz frente a la soja en fechas tardías sería producto de diferencias en la sensibilidad al fotoperíodo en etapas críticas (Kantolic y Slafer 2005, Andrade et al. 2015) y explicaría en parte el aumento relativo del área sembrada con el cereal en las últimas campañas. Por otro lado, los menores costos de producción directos y de flete de la oleaginosa determinan que la soja sea la opción menos costosa y por ende, menos riesgosa y más elegida por los productores (Figueroa et al. 2006). La alta proporción del área sembrada con soja y maíz (~90%) en las últimas campañas, y la alta correlación entre los rendimientos departamentales de ambos cultivos dada por similitudes en su ventana de crecimiento y requerimientos térmicos (Andrade et al. 2015), determinan una gran vulnerabilidad del sector a la variabilidad climática, particularmente en el caso de los productores de menor escala que no pueden diversificar geográficamente la siembra de los cultivos agrícolas (Calviño y Monzon 2009, Hernandez et al. 2014). En este aspecto, el cultivo de algodón, que presentó un rendimiento relativamente bueno en la peor campaña para la mayoría de los cultivos (2008/09), puede resultar una alternativa interesante para diversificar la producción y el riesgo siempre y cuando los precios y otros aspectos comerciales lo permitan.

Tanto la expansión agrícola como la des-intensificación presentan potenciales implicancias ecohidrológicas ya que aumentarían la magnitud del drenaje profundo. Si bien las condiciones relativamente secas del período analizado habrían impedido que se exprese más claramente el creciente desacople entre la precipitación y la capacidad evapotranspirativa de la vegetación a nivel regional, la alta heterogeneidad espacial en el drenaje medio simulado sugiere que la interacción precipitación-manejo agrícola genera importantes diferencias en las pérdidas por drenaje. Cuando la precipitación es muy baja (<600 mm) el drenaje es mínimo independientemente del manejo agrícola. De hecho, hasta las prácticas más conservativas presentan una evapotranspiración mayor a la precipitación efectiva lo que determina una reducción de la cantidad de agua almacenada en el suelo. En la medida que la precipitación aumenta, el drenaje aumenta en forma exponencial y las diferencias entre manejos de cultivo se hacen más notorias.

En situaciones de precipitación muy alta (>1200 mm) la probabilidad de generar importantes flujos de drenaje es alta, incluso en los planteos agrícolas más intensivos o en las pasturas. Esta interacción precipitación-manejo determina que el drenaje profundo no ocurra en forma continua, sino esporádicamente como pulsos (en determinados años de alta pluviometría), cuya frecuencia e intensidad dependerá de qué tan conservativos o intensivos son los planteos agrícolas (Keating et al. 2002, Yee Yet y Silburn 2003).

La variabilidad de la precipitación en el área de estudio presenta un componente espacial, relativamente predecible, y un componente temporal estocástico. El componente espacial determina que en el este del área de estudio, donde la precipitación es mayor, el riesgo productivo sea menor pero los pulsos de drenaje sean más grandes y frecuentes a igualdad de condiciones de manejo. En esta zona, que además presenta una posición topográfica más baja por lo que la napa freática estaría más próxima a la superficie, es donde se simuló los mayores eventos de drenaje y donde deberían tenerse los mayores recaudos para su control. El componente temporal es más impredecible, lo que dificulta el ajuste de la intensidad de los planteos agrícolas de acuerdo a la oferta hídrica esperable.

El planteo conservativo **VerT**, de mayor presencia en las últimas campañas, presentó bajo nivel de drenaje con precipitaciones menores a 800 mm. Sin embargo, con precipitaciones mayores a 1000 mm este planteo genera importantes pérdidas por drenaje profundo y debería ser reemplazado por un planteo más intensivo. El doble cultivo **InVer** permitiría reducir el drenaje sin aumentar considerablemente el riesgo productivo respecto a **VerT**, pero aún presentaría altos valores de drenaje profundo en años de precipitación mayor a 1000 mm. Un aumento en la captación del agua de lluvia (PP_{Ef}) entre la cosecha del cultivo invernal y la siembra del estival y el hecho de que el cultivo de verano presente escaso desarrollo en la época de mayor demanda atmosférica (ET_0) limitarían la capacidad de **InVer** para reducir el drenaje (Mercau et al. 2015; en prensa). De hecho, el planteo estival de siembra temprana **Ver**, que presenta mayor duración de ciclo y alcanza plena cobertura con mayores niveles de radiación y temperatura, presentó similares valores de evapotranspiración anual que **InVer** e incluso mayor capacidad de reducir el drenaje en situaciones de muy alta pluviometría. Por su parte, **PrimVer** y **Past** que serían los planteos más eficientes para reducir el drenaje en años de alta pluviometría, serían más difíciles de incluir en las rotaciones dado el alto riesgo productivo que representa el primero y el costo de oportunidad que supone destinar por varios años los lotes a uso ganadero en el segundo.

Los cambios de cobertura observados sugieren que las decisiones de los productores tienden a reducir el riesgo productivo, pero no hay indicios de que el riesgo hidrológico sea tenido en cuenta. Las simulaciones sugieren que de persistir la tendencia del manejo actual en años más húmedos que los del período explorado, las pérdidas por drenaje profundo se incrementarían significativamente. El drenaje excesivo puede provocar ascensos de la napa freática salina que, de alcanzar la zona de influencia de las raíces, afectaría la capacidad evapotranspirativa de la vegetación generando aumentos no-lineales en los riesgos hidrológicos y productivos de muy difícil reversión. Por otra parte, los productores mostraron una alta flexibilidad para modificar sus sistemas de manejo de una campaña a la otra. Esta capacidad podría direccionarse para intensificar los planteos agrícolas a fin de reducir el drenaje en campañas húmedas. En el capítulo siguiente se explorará la utilidad del agua disponible en el suelo al inicio de la campaña como indicador de la oferta hídrica esperable para asistir decisiones de manejo y para

modular la intensidad de los planteos productivos en distintas zonas productivas del Chaco semiárido.

Si bien trabajos previos han alertado sobre las potenciales consecuencias ecohidrológicas de la deforestación y expansión agrícola en el Chaco y el Espinal (Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Amdan et al. 2013), este es el primer estudio que analiza cuantitativamente las diferencias entre los planteos agropecuarios alternativos empleados en la región de estudio. Lejos de ser un tipo de uso homogéneo, la agricultura es intensamente manejada y modificada año a año, alterando rápidamente los patrones de cobertura vegetal y sus efectos biofísicos, en respuesta tanto a factores climáticos como a otros factores exógenos (insumos, precios, tecnología, etc.) que condicionan las decisiones de los productores (Wardlow et al. 2007, Zhong et al. 2011, Andrade et al. 2015). En este sentido, la información de sensores remotos representó un insumo indispensable no sólo para caracterizar la variabilidad interanual de los sistemas agrícolas (y validar otras fuentes de información), sino además para modelar los efectos biofísicos que los cambios en el manejo, en interacción con el clima, habrían generado. Si bien los resultados presentados son muy sensibles a parámetros que requieren ser corroborados y/o recalibrados con datos de campo, el desarrollo y perfeccionamiento de modelos biofísicos basados en información de sensores remotos representa una avenida promisoriosa para el monitoreo y diseño de alternativas de manejo que contemplen tanto riesgos productivos como ambientales en el futuro.

3.5 Conclusión

Entre las campañas 2000/01 y 2012/13 el área de influencia de Bandera experimentó grandes transformaciones. En primer lugar, la superficie con cultivos agrícolas se incrementó notablemente a costa del remanente de bosque nativo que quedó reducido a unos pocos relictos aislados. En segundo lugar, los lotes agrícolas fueron virando hacia planteos cada vez más conservativos del agua, dominados por los cultivos de soja y maíz sembrados tardíamente. Si bien estas estrategias parecen responder a una capacidad adaptativa de los productores para estabilizar o asegurar la producción durante un período relativamente seco, los cambios generados en la fenología y capacidad evapotranspirativa de la vegetación suponen una mayor propensión a la generación de drenaje y, consecuentemente, un mayor riesgo de desencadenar procesos de recarga freática y salinización secundaria.

CAPITULO 4

Potenciales compromisos hidrológico-productivos en los sistemas agrícolas del Chaco semiárido*

***Publicaciones derivadas**

Giménez, R., J. L. Mercau, J. Houspanossian, and E. Jobbágy. 2015. Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. *Journal of Arid Environments*, **123**: 81-92.

4. Potenciales compromisos hidrológico-productivos en los sistemas agrícolas del Chaco semiárido

4.1. Introducción

El desafío actual de los sistemas productivos agrícolas es el de producir alimentos, fibras y/o energía con el mínimo impacto sobre el ambiente de modo de asegurar la sustentabilidad de la producción en el tiempo (Connor et al. 2011a). El agua es el principal recurso determinante del éxito de los sistemas agrícolas de secano, pero puede representar una potencial amenaza para su sustentabilidad cuando es mal utilizado (Asbjornsen et al. 2008). En ambientes áridos y semiáridos, donde la disponibilidad hídrica es limitada y altamente variable, los productores suelen emplear esquemas de cultivo que hacen un uso conservativo del agua para minimizar la probabilidad de estrés hídrico, particularmente durante los años secos, y las consecuentes pérdidas productivas y económicas (Sadras et al. 2003, Connor et al. 2011a). Este tipo de estrategias apuntan a estabilizar el rendimiento de los cultivos y asegurar un mínimo de rentabilidad a las empresas agropecuarias a expensas del desaprovechamiento del recurso hídrico en años húmedos (Sadras y Roget 2004). Más allá del costo de oportunidad de obtener rendimientos y rentabilidades mayores con otros esquemas de cultivo, el agua en exceso que se genera cuando el recurso es subutilizado puede tener serias implicancias ambientales como, por ejemplo, la erosión, la ocurrencia de inundaciones y/o el desarrollo de procesos de salinización secundaria (Sadras et al. 2003, Sadras y Roget 2004, Asbjornsen et al. 2008). Estos efectos podrían reducirse mediante la aplicación de esquemas de cultivo más intensivos (y probablemente más rentables) que hagan un uso más exhaustivo del agua cuando su disponibilidad es alta (Keating et al. 2002, Diaz-Ambrona et al. 2005, Salado-Navarro y Sinclair 2009). De esta forma, el empleo de secuencias de cultivo flexibles que alternen esquemas conservativos e intensivos de acuerdo a la oferta hídrica esperable contribuiría a reducir los dos riesgos, tanto el riesgo productivo de obtener rendimientos muy bajos como el riesgo hidrológico-ambiental de generar drenaje excesivo (Tanaka et al. 2002, Hanson et al. 2007).

Hasta el presente, la creciente demanda mundial de productos agrícolas ha sido abastecida tanto por la expansión (la puesta en producción de nuevas tierras agrícolas generalmente reemplazando ecosistemas naturales), como por la intensificación (aumento en la producción por unidad de superficie) de los sistemas productivos (Gregory et al. 2002). En el Chaco semiárido sudamericano, donde se registra una de las mayores tasas de deforestación del mundo, la expansión explica la mayor parte del crecimiento de la producción agrícola de las últimas décadas (Grau et al. 2005b, Boletta et al. 2006, Volante et al. 2012). Cerca de 13M de hectáreas de bosques secos ya han sido desmontadas con fines agropecuarios (principalmente para producir soja en secano) y se estima que aún existen 38M de hectáreas remanentes potencialmente aptas para agricultura (Houspanossian et al., enviado). Estos cambios de cobertura de gran escala pueden afectar la provisión de servicios ecosistémicos esenciales como el control de la erosión o la regulación hídrica (Volante et al. 2012). Si bien existe una creciente concientización sobre la necesidad de asegurar la sostenibilidad de los sistemas productivos de la región (Boletta et al. 2006, Recatalá Boix y Zinck 2008a, Caviglia y Andrade 2010, Volante et al. 2012, Caviglia et al. 2013), es altamente probable que la actividad agrícola siga expandiéndose sobre áreas cada vez más frágiles y menos productivas (Recatalá Boix y Zinck 2008a, Calviño y Monzon 2009).

Una de las consecuencias más esperables del reemplazo masivo de la vegetación perenne nativa por cultivos agrícolas anuales es la ocurrencia de un desbalance en el ciclo hidrológico (Hatton y Nulsen 1999, Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. 2010, Nosetto et al. 2012). En general, los cultivos emplean menos agua que la vegetación natural y parte del agua en exceso se pierde como drenaje profundo por debajo de la zona de influencia de las raíces (Pannell 2001a, Keating et al. 2002). Este menor uso se explicaría en parte por el hecho de que los cultivos presentan un sistema radical más somero que el de los bosques y porque los sistemas agrícolas presentan estaciones de crecimiento más cortas y emplean períodos de barbecho con el fin de acumular agua en el suelo antes de la siembra de los cultivos (Pannell y Ewing 2006, Jobbágy et al. 2008). En las planicies semiáridas del oeste y sudeste australiano, el reemplazo de la vegetación nativa por sistemas productivos más conservativos del agua, basados en la alternancia de cereales de bajos insumos y largos barbechos (*i.e.* 18 meses), ha llevado a un gradual pero continuo ascenso en el nivel freático regional y a la movilización hacia la superficie de las sales acumuladas en el perfil del suelo durante milenios (George et al. 1997). Este proceso condujo a un fenómeno de salinización secundaria de gran escala que se manifestó varias décadas más tarde afectando 5,7M ha (NLWRA 2001). En la actualidad, el ascenso freático y la salinización causados por la actividad agrícola de secano son considerados entre los principales problemas ambientales de ese país y muchos fondos son destinados para su mitigación (Pannell 2001a).

Las consecuencias ecohidrológicas de la expansión actual de los sistemas agrícolas en las planicies del Chaco no han sido estudiadas en detalle aún; sin embargo, evidencias recientes sugieren que al menos algunas zonas del Chaco son potencialmente susceptibles a un proceso de salinización secundaria similar al caso australiano (Nitsch 1995, Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Amdan et al. 2013). El empleo de esquemas agrícolas intensivos, que consumen más exhaustivamente el agua disponible reduciendo el drenaje profundo, contribuiría a preservar el potencial y la sostenibilidad de los sistemas productivos en las zonas de mayor riesgo (Diaz-Ambrona et al. 2005). El Chaco semiárido presenta gran variabilidad espacial y temporal en cuanto a su precipitación y evapotranspiración potencial y, seguramente, también en los rendimientos alcanzables por los cultivos agrícolas y en el drenaje profundo (Houspanossian et al., enviado, Kropff et al. 2001, Calviño y Monzon 2009). Sin embargo, pocos trabajos han explorado cuáles son los esquemas de cultivo más apropiados para la región y mucho menos cuáles son sus potenciales consecuencias ecohidrológicas. En este sentido, el empleo de modelos matemáticos e informáticos basados en variables y procesos derivados de la investigación de campo permite analizar la performance de diferentes prácticas de manejo y sus potenciales consecuencias biofísicas en forma objetiva y a escala regional (Kropff et al. 2001, Bah et al. 2009). Por lo tanto, los objetivos de este capítulo son: (i) simular y analizar los efectos productivos y ecohidrológicos de diferentes esquemas de cultivo en el Chaco semiárido; y (ii) evaluar si es posible minimizar posibles situaciones de compromiso productivo-ambiental mediante el empleo de secuencias de cultivo flexibles que alternen esquemas de cultivos conservativos e intensivos de acuerdo a la oferta hídrica esperada.

En una primera instancia, se empleará un modelo de balance hídrico del suelo en toda la región de estudio para analizar el efecto de diferentes esquemas de cultivo sobre los riesgos productivo e ecohidrológico en la dimensión espacial (grilla de 30' x 30' de resolución espacial). Luego, el análisis se centrará en cuatro o cinco polos productivos contrastantes y en los esquemas de cultivo más relevantes para abordar la variabilidad en el drenaje profundo en la dimensión temporal y relacionar los riesgos productivo e

hidrológico con la condición hídrica inicial del suelo. Finalmente, se discutirá la posibilidad de reducir ambos riesgos a nivel regional mediante el empleo de secuencias de cultivo flexibles que alternen esquemas conservativos e intensivos según la oferta hídrica edáfica al inicio de la campaña.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1 Descripción de la región de estudio

La eco-región Chaco semiárido abarca una extensa planicie sedimentaria de más de 65M de hectáreas ocupando la porción central del norte de Argentina, el este de Bolivia y el oeste de Paraguay (Olson et al. 2001; Fig.4.1). Presenta un régimen de precipitación monzónico (invierno seco, verano lluvioso) con alta estacionalidad que aumenta de este a oeste (Riveros 2004). La precipitación anual presenta alta variabilidad espacial, desde valores cercanos a los 500 mm año⁻¹ en el centro de la región, aumentando gradualmente hasta los 1000 mm año⁻¹ hacia los extremos este y oeste. La temperatura media anual aumenta de sur a norte variando de 18°C a 21°C (Minetti et al. 1999). Los meses de mayor temperatura, enero y febrero, suelen ser los de mayor precipitación. Los suelos predominantes de la región son profundos y sin impedancias físicas para el crecimiento de las raíces. La textura predominante es franco-limosa con un leve gradiente textural de oeste (más gruesa) a este (más fina). La napa freática generalmente es profunda y salina. La fertilidad, en general, es alta (Riveros 2004).

El tipo de vegetación predominante es el bosque caducifolio xerófilo con parches de pastizales (Boletta et al. 2006). La región presenta un potencial agrícola variable, donde la disponibilidad hídrica es el principal factor limitante para la producción (Houspanossian et al., enviado, Riveros 2004). Las principales áreas deforestadas para la producción agropecuaria se encuentran en el noroeste argentino, en las zonas más húmedas de Salta, Tucumán y Santiago del Estero, y en la región central de Paraguay cerca de Mariscal Estigarribia. En Argentina, las áreas desmontadas se destinaron principalmente a la producción de cultivos agrícolas mientras que en Paraguay los bosques se reemplazaron por pasturas (Clark et al. 2010). La soja es el cultivo dominante en el Chaco argentino entanto que el maíz, el trigo, el girasol y el sorgo se cultivan en menor medida. Otros cultivos como el algodón o el poroto tienen alta importancia local en algunas zonas. En Paraguay, *Panicum maximum* cv Gatton y *Cenchrus ciliaris* son los pastos más cultivados para la ganadería intensiva. En mucho menor medida, los cultivos agrícolas más importantes son sorgo, algodón y maní (Glatzle y Stosiek 2001, Silva y Freitas 2013). Los sistemas productivos de Bolivia representan un área muy pequeña pero creciente en el extremo noroeste de la región de estudio. La soja es el cultivo dominante de las planicies fértiles hacia el este de Santa Cruz (Recatalá Boix y Zinck 2008a).

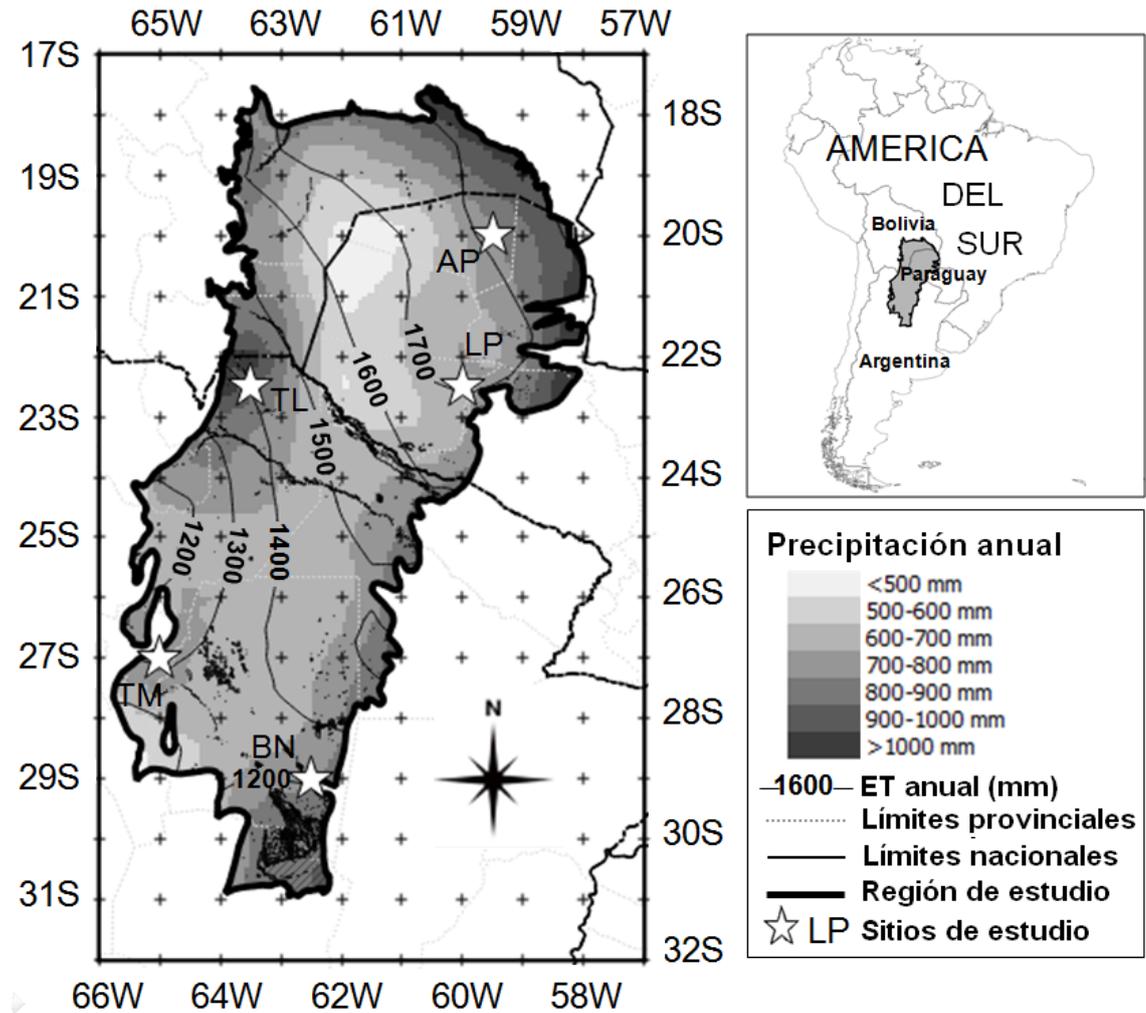


Figura 4.1: mapa de la región de estudio (Olson et al. 2001). Las áreas rayadas indican áreas de inundación o cuerpos de agua no considerados en el análisis.

4.2.2 El modelo de Balance Hídrico

Se desarrolló un modelo simple de balance hídrico del suelo para simular la variación espacio-temporal del riesgo agrícola-productivo, y de diferentes variables hidrológicas, para distintos esquemas de cultivo a través del Chaco semiárido. Los esquemas de cultivo corresponden básicamente a cinco épocas de siembra que generan diferencias en los patrones estacionales de evapotranspiración a lo largo de la estación de crecimiento. Estos esquemas son: cultivos de invierno (**Inv**), de primavera (**Prim**), de verano (**Ver**), de verano tardío (**VerT**) y un esquema de doble cultivo (**InVer**), que incluye un cultivo de invierno seguido de uno de verano en la misma estación de crecimiento. Todos estos esquemas son o han sido prácticas agrícolas regulares en la región: **Inv** corresponde a cereales de invierno como trigo o cebada sembrados entre mayo y junio; **Prim** a cultivos tempranos de girasol o maíz sembrados en agosto; **Ver** a maíz o soja sembrados a fines de noviembre-principio de diciembre, **VerT** a maíz o soja sembrados a fines de diciembre - inicios de enero y **InVer** a cultivos dobles trigo-soja o, en menor medida, trigo-maíz.

El modelo se basa en la metodología propuesta por FAO (Food and Agriculture Organization) (Allen et al. 1998). Cada mes se calcula la disponibilidad hídrica para la evapotranspiración de los cultivos (**AU**), adicionando las entradas de agua (*i.e.* lluvia) y sustrayendo las pérdidas (*i.e.* escorrentía, evapotranspiración y drenaje profundo) del agua almacenada en el suelo el mes anterior (Ec. 4.1).

$$AU_i = AU_{i-1} + PP_{i-1} - Esc_{i-1} - ET_{i-1} - Dr_{i-1} \quad (\text{Ec. 4.1})$$

Donde **AU_i** y **AU_{i-1}** son el agua útil disponible (mm) al inicio del mes *i* y del mes anterior, respectivamente; **PP_{i-1}** es la precipitación (mm), **Esc_{i-1}** la escorrentía (mm), **ET_{i-1}** la evapotranspiración (o evaporación en el barbecho) y **Dr_{i-1}** (mm) el drenaje profundo del mes anterior, respectivamente. **AU** puede variar de 0 a un valor máximo (**AU_{max}**) determinado por la capacidad de retención hídrica del suelo (que depende de la textura y el contenido de materia orgánica) y por la profundización del sistema radical de los cultivos (ver sección 4.2.2.1 para más detalles).

El término [**PP** - **Esc**] en la ecuación 4.1 es la precipitación efectiva (**PP_{ef}**) que representa la cantidad de agua que infiltra efectivamente en el suelo luego de sustraer las pérdidas por escorrentía. **PP_{ef}** también puede calcularse como función de la precipitación mensual (Ec. 4.2). La ecuación 4.2 resulta del ajuste de un modelo no lineal (modelo polinómico de 2do orden; $r^2=0,97$; $n=2952$) a la relación entre la integración mensual de la escorrentía diaria calculada con un modelo preexistente desarrollado en la región (Dardanelli et al. 2010) y la integración mensual de la precipitación diaria obtenida a partir de datos de 6 estaciones meteorológicas de la región durante 41 años. Según este modelo, la precipitación efectiva aumenta con la lluvia mensual a una tasa decreciente dado que las pérdidas por escorrentía aumentan exponencialmente.

$$PP_{ef}(mm) = 1,14 + 0,86 * PP - 0,0007 * PP^2 \quad (\text{Ec. 4.2})$$

La evapotranspiración real (o la evaporación del suelo, cuando no hay cultivo), **ET**, se calculó multiplicando la evapotranspiración del cultivo de referencia (**ET₀**), que depende de parámetros climáticos locales, por un coeficiente de cultivo (**Kc**) que tiene en cuenta las diferentes características de cobertura de cultivos y barbechos (Ec. 4.3).

$$ET = ET_0 * Kc \quad (\text{Ec. 4.3})$$

Donde **ET** es la evapotranspiración real (mm mes⁻¹), **ET₀** es la evapotranspiración del cultivo de referencia (mm mes⁻¹) y **Kc** es el coeficiente de cultivo (sin unidad). La **ET₀** mensual se calculó con datos de una base climática global (ver sección 4.2.2.2.1 para más detalles). **Kc** varía espacio-temporalmente de 0,1 a 1,15, dependiendo del esquema de cultivo y su estado de desarrollo, y de **ET₀** y el tamaño y frecuencia de los eventos de lluvia durante el barbecho (ver sección 4.2.2.2.2 para más detalles).

El drenaje profundo (**Dr**) es un residuo del balance hídrico del suelo que ocurre sólo cuando el **AU** calculada supera la máxima capacidad de almacenaje del suelo (**AU_{max}**). Cuando la matriz del suelo está por encima de capacidad de campo, el agua en exceso se pierde en forma de drenaje profundo (Ec. 4.4) y no puede ser utilizada para la evapotranspiración de los cultivos ni en el mes corriente ni en los próximos meses.

$$Dr = 0 \quad \text{cuando } AU_{max} > (AU_{i-1} + PP_{ef} - ET) \quad (\text{Ec. 4.4})$$

$$Dr = (AU_{i-1} + PP_{ef} - ET) - AU_{max} \quad \text{cuando } AU_{max} < (AU_{i-1} + PP_{ef} - ET)$$

4.2.2.1 Índice de Estrés Hídrico

El desempeño de los esquemas de cultivo se calculó a través de un Índice de Estrés Hídrico (**IEH**) que surge de la relación entre la disponibilidad de agua para la evapotranspiración real (oferta) y la evapotranspiración potencial (demanda) durante los períodos más críticos para la definición del rendimiento de los cultivos (**PC**) en cada esquema (Ec. 4.5). Implícito en este cálculo está el concepto de que existe un período ontogénico durante el desarrollo de los cultivos en el cual cualquier restricción al crecimiento afecta directamente al rendimiento en grano, mientras que similares niveles de estrés en otros períodos tienen un efecto considerablemente menor (Nix y Fitzpatrick 1969). La oferta hídrica para la evapotranspiración real se calculó como la suma entre el agua útil del suelo al inicio del período crítico (**AU_{PC}**) y la precipitación efectiva durante los meses del período crítico (**PP_{efPC}**). La demanda potencial se calculó como la suma de la **ET** real durante los meses del período crítico.

$$IEH = 0 \quad \text{cuando } ET_{PC} < (PP_{efPC} + AU_{PC}^*) \quad (\text{Ec. 4.5})$$

$$IEH = \frac{ET_{PC} - (PP_{efPC} + AU_{PC}^*)}{ET_{PC}} \quad \text{cuando } ET_{PC} > (PP_{efPC} + AU_{PC}^*)$$

El asterisco en el término **AU_{PC}** de la ecuación 4.5 indica un ajuste en el uso del agua disponible para el cultivo. Dado que la transpiración del cultivo se ve afectada conforme la disponibilidad hídrica se va reduciendo (Sinclair 2005), se restringió el consumo en situaciones de valores de **AU** muy bajos. En el modelo, la demanda potencial es primero satisfecha por la precipitación efectiva (**PP_{ef}**) y luego por el agua del suelo (**AU**) cuando **PP_{ef}** es insuficiente. Se utilizó un modelo bilinear para afectar la tasa transpiratoria en función de **AU** (Ray et al. 2002): la transpiración ocurre a tasa máxima con contenidos hídricos entre capacidad de campo y un umbral de agua útil equivalente al 40% del **AU** total (*i.e.* **AU_u** = **AU_{max}** * 0,4) y por debajo de este umbral la capacidad de los cultivos de usar el agua del suelo se reduce linealmente de 100% a 0%, cuando se alcanza el punto de marchitez permanente (Ec. 4.6).

$$AU_{PC}^* = AU \quad \text{para } AU > AU_u \quad (\text{Ec. 4.6})$$

$$AU_{PC}^* = AU * AU / AU_u \quad \text{para } AU < AU_u$$

4.2.2.2 Variables de entrada del modelo

4.2.2.2.1 Datos meteorológicos y parámetros del suelo

Los datos climáticos mensuales (1959-2002), se obtuvieron del sitio de internet de *Climatic Research Unit* (CRU), con una resolución espacial de 30' de latitud por 30' de longitud (New et al. 2002). Específicamente, se emplearon datos mensuales de precipitación (**PP**) y evapotranspiración de referencia (**ET₀**), calculada según la ecuación de FAO-Penmann Monteith (Allen et al. 1998), como variables de entrada de un modelo de balance hídrico del suelo. Esta información se complementó con datos independientes de precipitación diaria (1971-2012) de seis estaciones meteorológicas distribuidas en la región (Mariscal Estigarribia: 22,0S 62,6W; Las Lajitas: 24,4S 64,1W; Las Lomitas: 24,4S 60,4W, Las Breñas: 27,1S 67,1W; Santiago del Estero: 27,5S 64,2W y Bandera: 28,9S 62,3W) para caracterizar la estructura de las lluvias (tamaño

medio y frecuencia de eventos de mojado) y usarla en los cálculos de escorrentía y evaporación durante el barbecho.

Se utilizaron los mismos parámetros edáficos en toda la región de estudio. La máxima capacidad de retención hídrica para sostener la transpiración de los cultivos (AU_{max}) se calculó en 234 mm, como resultado de fijar la profundidad de exploración radical en 1,8 m (Dardanelli et al. 1997) y la capacidad de retención hídrica, entre capacidad de campo y punto de marchitez permanente, en 130 mm m^{-1} para suelos franco-limosos y un rango amplio de clases texturales (Sinclair 2005).

4.2.2.2 Coeficiente de cultivo K_c

Para cada uno de los esquemas analizados se estableció un valor de K_c mensual de acuerdo al área foliar y estadio de desarrollo esperados en cada mes (Cuadro 4.1). Los esquemas de cultivo en los que el período crítico para la determinación del rendimiento coincidiría con el mes de enero fueron intencionalmente evitados, ya que no son normalmente empleados por los productores locales que conocen el alto riesgo de exposición a períodos de muy alta temperatura y eventos de sequía que implican (Calviño y Monzon 2009). Durante los meses del barbecho el valor de K_c se calculó en función de PP y ET_0 (Ec. 4.7), de acuerdo al procedimiento propuesto por FAO para la estimación del K_c durante los estadios iniciales de desarrollo de los cultivos (Allen et al. 1998).

Cuadro 4.1: Coeficientes de cultivo (K_c) mensuales para los diferentes esquemas analizados en este trabajo: **Inv** (invierno), **Prim** (primavera), **Ver** (verano), **VerT** (verano tardío), **InVer** (doble cultivo invierno-verano). Los valores de K_c durante el período crítico de cada esquema se encuentran remarcados. Los valores de K_c durante el barbecho (**Bb**) son calculados aparte, teniendo valores en el rango de 0,1 a 1,15.

Esquema de cultivo	Mes											
	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M
Inv	0,2	0,4	0,7	1	1	0,3	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb
Prim	Bb	0,2	0,2	0,5	0,8	1,1	1	0,3	Bb	Bb	Bb	Bb
Ver	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	0,45	0,7	1	1,1	0,7	Bb
VerT	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	Bb	0,45	0,7	1	1	0,5
InVer	0,2	0,4	0,7	1	1	0,3	0,45	0,7	1	1,1	0,7	Bb

$$K_c = \frac{(1,2 * EXP(-0,0145 * ET_0) + 0,47) * PP}{(3,3 + 0,37 * ET_0) + PP} \quad (\text{Ec. 4.7})$$

4.2.3 Análisis de las salidas del modelo

Se realizó una corrida del modelo para cada esquema de cultivo durante todo el período analizado (*i.e.* el mismo esquema de cultivo repetido en 44 campañas consecutivas) para analizar la variabilidad espacial en los riesgos productivo y ecohidrológico (*i.e.* generación de drenaje) de la región. El contenido hídrico del suelo al inicio de la campaña (AU_{ini}) se fijó en 25% de la capacidad máxima de retención hídrica (AU_{max}) del suelo sólo al inicio de la primera campaña. En las campañas sucesivas, AU_{ini} se obtuvo del agua remanente en el suelo al final de la campaña

anterior (AU_{res}). Para simplificar la simulación, se consideró que cada campaña comenzó el 1 de junio de cada año y finalizó el 31 de mayo del año siguiente.

Las principales variables respuesta del modelo fueron el Índice de Estrés Hídrico (IEH) y el drenaje anual medio (Dr). Otras variables analizadas fueron el agua disponible en el suelo al inicio del período crítico (AU_{PC}), el balance hídrico durante el mismo ($BH_{PC} = ET_{PC} - PP_{efPC}$), y el contenido hídrico remanente en el suelo al final de la campaña (AU_{res}). Estas variables se utilizaron para explicar las variaciones espacio-temporales de IEH y Dr . Para la cartografía de los análisis espaciales, se realizó una interpolación triangular de los valores medios (44 campañas) de IEH , Dr , BH_{PC} , AU_{PC} and AU_{res} simulados con el esquema de cultivos de verano (Ver) mediante el programa Quantum GIS (QGIS Development Team 2013). Posteriormente, los valores de Ver se tomaron como referencia para compararlos con los de los esquemas de cultivo restantes.

Se seleccionaron cinco sitios de interés (Alto Paraguay AP , Loma Plata LP , Tartagal TL , Tucumán TM y Bandera BN ; Fig. 4.1) y tres esquemas de cultivo contrastantes (Ver , $VerT$ y $InVer$) para realizar análisis más detallados. En cuatro de los sitios, se analizó la variación temporal del drenaje en relación a la precipitación anual, el esquema de cultivo empleado y las variaciones resultantes en el agua útil inicial (AU_{ini}). En los cinco sitios, se analizó, además, el efecto de AU_{ini} sobre IEH y Dr , modificando el modelo para que cada una de las 44 campañas presente valores predeterminados de AU_{ini} (10%, 33%, 50%, 66% y 90% de AU_{max}). Las respuestas de IEH y Dr a las variaciones de AU_{ini} se utilizaron luego para establecer reglas de decisión en secuencias de cultivos flexibles, que alternen esquemas de producción conservativos e intensivos según el AU_{ini} de cada campaña, para reducir IEH y Dr a nivel regional.

4.2.4 Sensibilidad del modelo

Se realizó un análisis de sensibilidad para evaluar el impacto de la variación de tres reguladores importantes del modelo, la función de escorrentía, de la evaporación durante el barbecho y la capacidad máxima de retención hídrica del suelo (AU_{max}), sobre las variables respuesta IEH y Dr . El modelo se corrió con una secuencia continua del esquema de cultivo de verano (Ver) donde cada uno de las funciones/parámetros evaluados se incrementó y se redujo en un 50% y las variables respuesta obtenidas se compararon con las del modelo original.

4.3. Resultados

4.3.1. Análisis espacial de las estrategias de cultivo

Se encontró una gran variabilidad regional y entre esquemas de cultivo tanto en lo que respecta al riesgo productivo como al riesgo hidrológico. El Índice de Estrés Hídrico (**IEH**) calculado para un esquema continuo de cultivos de verano (**Ver**) fue muy alto (50-60%) en la parte norte de la región de estudio (*i.e.* oeste del Chaco Paraguayo) pero mínimo hacia el oeste de la porción central (Salta y su límite con Bolivia) (Fig. 4.2a). En el Chaco Paraguayo, la alta evapotranspiración potencial y baja precipitación (Fig. 4.1) determinan un alto déficit hídrico (*i.e.* >200 mm) durante el período crítico para la generación del rendimiento de los cultivos **Ver**, que no puede ser contrarrestado por la escasa cantidad de agua almacenada en el suelo (*i.e.* <50 mm; Fig. 4.2c). Por el contrario, en el este de la región, la cantidad de agua almacenada en el suelo al inicio del período crítico de **Ver**, alcanza para contrarrestar casi completamente el leve déficit hídrico del período crítico, determinando bajos valores de **IEH** (Figs. 4.2a, 4.2b y 4.2c).

El drenaje medio anual calculado en esquemas continuos de **Ver** también presentó variabilidad regional (Fig. 4.2d). Aunque la mayor parte del Chaco semiárido presentó valores nulos de drenaje, varios sitios ubicados cerca de los límites de la región registraron valores relativamente altos de drenaje (20 mm.año⁻¹). Si bien las zonas sin drenaje coinciden principalmente con sitios de baja precipitación (*i.e.* **Pp**<700mm), la precipitación media anual *per se* no alcanza para explicar las diferencias en drenaje en zonas de mayor precipitación. Otros factores, como el estado hídrico del suelo al inicio de las campañas (Fig. 4.2e), tienen injerencia en la propensión al drenaje como se discutirá más adelante en este capítulo.

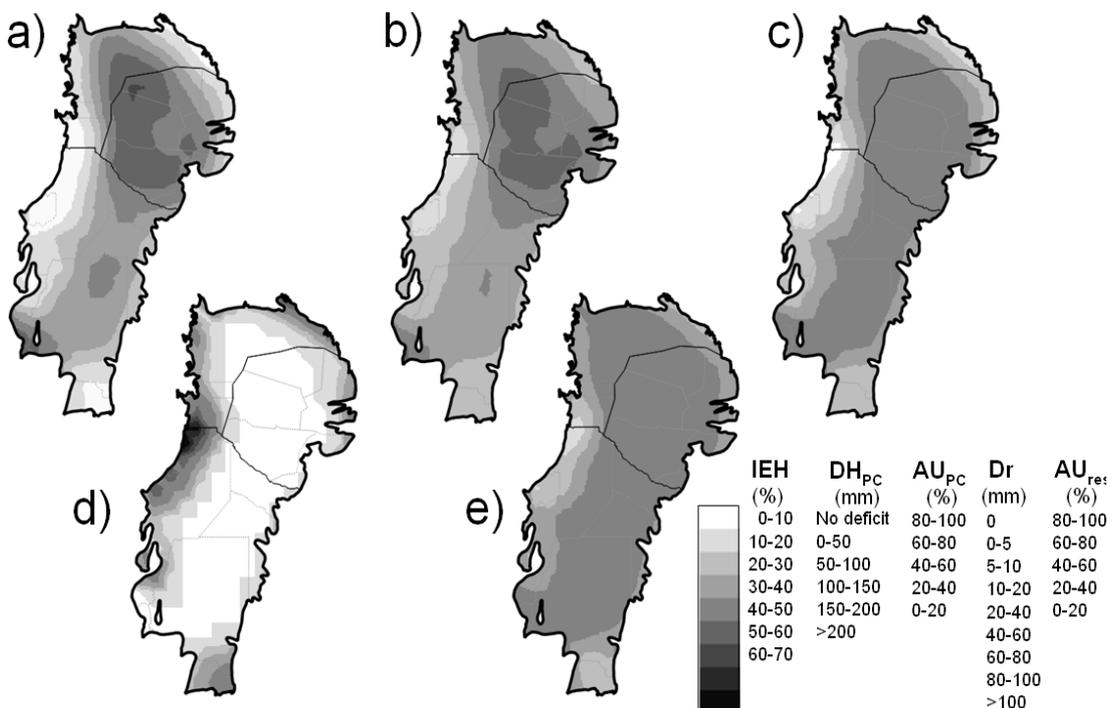


Figura 4.2: a) Índice de estrés hídrico (**IEH**); b) Déficit hídrico (evapotranspiración -lluvia efectiva) durante el período crítico de los cultivos (**DH_{PC}**); c) Agua útil al inicio del período crítico (**AU_{PC}**); d) Drenaje medio anual (**Dr**; mm.campaña⁻¹) y e) Agua útil residual (**AU_{res}**) para un esquema de cultivo de verano (**Ver**) en el Chaco semiárido.

Otros esquemas de cultivo presentaron patrones regionales similares a los de los cultivos de verano (Fig. 4.3). Como regla general, las zonas con alto **IEH** para cultivos de verano también presentaron valores relativamente altos de **IEH** para los otros esquemas de cultivo y viceversa (Fig. 4.3a). El esquema continuo de cultivos invernales (**Inv**) es el que presentó el mayor riesgo productivo a través del Chaco semiárido con **IEH** en el rango de 0,5 a 0,9 en casi el 80% del área de estudio. Como la mayor parte del ciclo de estos cultivos (incluyendo el período crítico) ocurre antes de la estación de lluvias, los cultivos **Inv** están muy expuestos a sufrir importantes restricciones hídricas durante la definición del rendimiento. La escasez de lluvias durante el invierno e inicios de la primavera determina que el alto contenido hídrico residual (Fig. 4.3e), dejado por el cultivo invernal antecesor, sea gradualmente consumido durante el desarrollo temprano del cultivo resultando en una oferta hídrica edáfica variable y generalmente escasa al iniciar el período crítico, lo que no alcanza para contrarrestar el alto déficit hídrico ambiental (Fig. 4.3b). Como las lluvias ocurren predominantemente luego del período crítico y cosecha del cultivo, el perfil del suelo se recarga durante la estación lluviosa dejando un alto contenido hídrico residual en el suelo para el cultivo subsiguiente (Fig. 4.3e).

La estrategia opuesta a **Inv** es el empleo de esquemas de cultivos de verano de siembra tardía (**VerT**). Los esquemas **VerT** representan la opción más segura para reducir el riesgo de estrés hídrico durante el período crítico (Fig. 4.3a). Las simulaciones indican que casi 50% del Chaco semiárido puede sembrarse con esquemas **VerT** con un **IEH** medio $\leq 0,3$, mientras que sólo 40% de la región podría sembrarse con esquemas **Ver** con un umbral de **IEH** similar (Fig. 4.2a). En comparación con los esquemas **Ver**, los **VerT** permiten un mayor almacenamiento del agua de las lluvias primavero-estivales en el perfil del suelo durante el barbecho y el establecimiento de los cultivos. En consecuencia, los esquemas **VerT** presentan un mayor contenido hídrico en el suelo al inicio del período crítico (Fig. 4.3c) y además un mejor balance hídrico durante el mismo (Fig. 4.3b). La ventaja relativa de **VerT** sobre **Ver**, en términos del riesgo productivo, es evidente en zonas relativamente húmedas de la región (**IEH** de **Ver** $\approx 0,1-0,4$), mientras que es prácticamente inexistente en las zonas más secas (*i.e.* donde **IEH** de **Ver** $> 0,45$; Figs. 4.2a y 4.3a).

Los otros dos esquemas de cultivo evaluados, **Prim** e **InVer**, presentan ciertas similitudes con los esquemas **Inv** y **Ver**, respectivamente. En menor medida que **Inv**, los esquemas primaverales (**Prim**) presentan valores relativamente altos de **IEH** a través de la región (*i.e.* $> 0,5$ en 70% del área de estudio; Fig. 4.3a). Aunque el inicio del período crítico de **Prim** coincide con el inicio de la estación lluviosa, la alta evapotranspiración potencial determina que el déficit hídrico ambiental durante este período sea muy alto (*i.e.* 100-250 mm; Fig. 4.3b) y que no pueda ser contrarrestado por la escasa cantidad de agua almacenada en el suelo (*i.e.* < 50 mm en la mayor parte de la región; Fig. 4.3c), dado que las primeras lluvias de primavera son consumidas durante los estadios iniciales del desarrollo del cultivo. En cuanto a los esquemas de doble cultivo (**InVer**), la única diferencia entre el componente estival del doble cultivo **InVer(Ver)** y **Ver** es que el primero es sembrado sobre un cultivo de invierno **InVer(Inv)** que consume agua del suelo, dejándole menos agua para afrontar el período crítico (Fig. 4.3c). Como ambos esquemas presentan similares condiciones durante el período crítico (**DH_{PC}**; Fig. 4.3b), el índice de estrés de **InVer(Ver)** es sólo algo mayor que el de **Ver** por el menor contenido hídrico del suelo al inicio del período crítico. La evapotranspiración calculada para los dos componentes de **InVer** es mayor que la de cualquiera de los otros esquemas (de un sólo cultivo por campaña), lo que resulta en un

menor contenido hídrico residual (AU_{res}) para el cultivo subsiguiente (Fig. 4.3e). En consecuencia, el **IEH** del componente invernal de un doble cultivo continuo, **InvVer(Inv)**, es aún mayor que el calculado para los esquemas de cultivo de invierno simples, **Inv** (datos no presentados).

En lo que respecta al drenaje **VerT**, el esquema de cultivo más adecuado para minimizar el riesgo productivo, fue el que presentó los mayores valores de drenaje (Fig. 4.3d). Según las simulaciones, si se emplearan esquemas continuos de cultivos **VerT** en todo el Chaco semiárido, más del 25% de la región presentaría tasas de drenaje promedio mayores a los 20 mm año⁻¹. La mejor alternativa para disminuir el drenaje es el empleo de esquemas intensivos de doble cultivo, **InVer**. Salvo algunas excepciones, el empleo continuo de **InVer** genera tasas medias de drenaje menores a 5 mm año⁻¹. Los esquemas **Prim**, **Ver** e **Inv** representan situaciones intermedias. Si bien el esquema **Prim** representaría una alternativa para controlar parcialmente el drenaje, su alto **IEH** indica que el rendimiento alcanzable estaría normalmente muy por debajo del potencial. De aquí en adelante, el análisis se centrará sólo en tres esquemas de cultivo: **Ver**, **VerT** e **InVer**. Los esquemas **Prim** e **Inv** no serán considerados en adelante dada su alta probabilidad de presentar altos valores de **IEH** y el alto riesgo de drenaje que supone el esquema **Inv**.

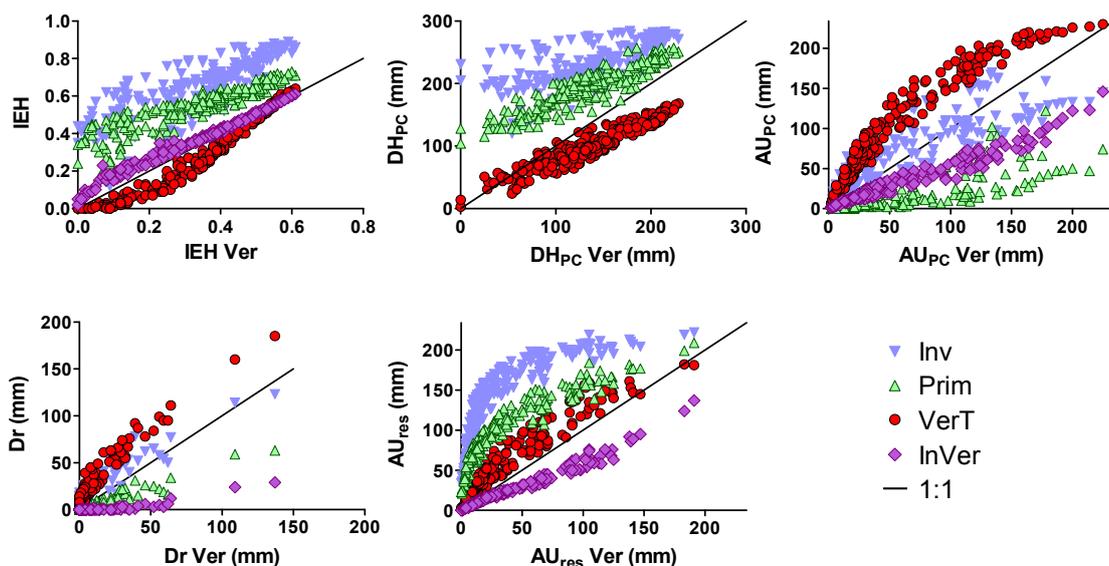


Figura 4.3: a) Índice de estrés hídrico (**IEH**); b) Déficit hídrico (evapotranspiración -lluvia efectiva) durante el período crítico de los cultivos (DH_{PC}); c) Agua útil al inicio del período crítico (AU_{PC}); d) Drenaje medio anual (Dr ; mm.campaña⁻¹) y e) Agua útil residual (AU_{res}) de diferentes esquemas de cultivo (**Inv**: invierno; **Prim**: primavera; **VerT**: verano tardío; **InVer**: doble cultivo invierno-verano) en relación a los mismos parámetros para un esquema de cultivo de verano (**Ver**) en el Chaco semiárido. En a) y c) sólo se presenta el componente estival del doble cultivo. En b) no se representa el doble cultivo ya que DH_{PC} de sus componentes es similar al de **Inv** y **Ver**, respectivamente.

4.3.2. Análisis temporal del drenaje

Si bien el análisis espacial del riesgo hidrológico se focalizó en las tasas de drenaje promedio (43 años), es importante destacar que los eventos de drenaje no ocurren en forma homogénea todos los años sino que suelen ser episódicos. En la figura

4 se presenta el drenaje acumulado durante todo el período simulado (1959-2002) para los esquemas de cultivo **Ver**, **VerT** y **InVer**, en cuatro sitios de estudio contrastantes. Los eventos de drenaje más importantes se concentraron en períodos húmedos, en los que coincidieron dos condiciones esenciales: una alta entrada de agua al sistema por precipitaciones y un alto contenido hídrico del suelo que reduce su capacidad de almacenar el agua adicional. Esta condición es más probable que ocurra en Tartagal (*i.e.* período húmedo de 1978-1992; Fig. 4.4a) o Tucumán (*i.e.* 1977-1985; Fig. 4.4b) que en Loma Plata, donde la alta evapotranspiración potencial (Fig. 4.1) restringe la posibilidad de lograr un alto contenido hídrico del suelo (Fig. 4.4d).

En períodos húmedos y sitios propensos a generar drenaje profundo, esquemas de cultivo intensivos como **InVer** contribuirían a reducir el riesgo hidrológico, tanto por un mayor consumo del agua durante su estación de crecimiento como por dejar un menor contenido hídrico residual para el cultivo subsiguiente (Fig. 4.4a,b y c). Por el contrario, esquemas de cultivo más conservativos como **VerT**, subutilizan el recurso dejando más agua residual para el próximo cultivo, aumentando la propensión a la generación de drenaje (Fig. 4.4 a,b y c).

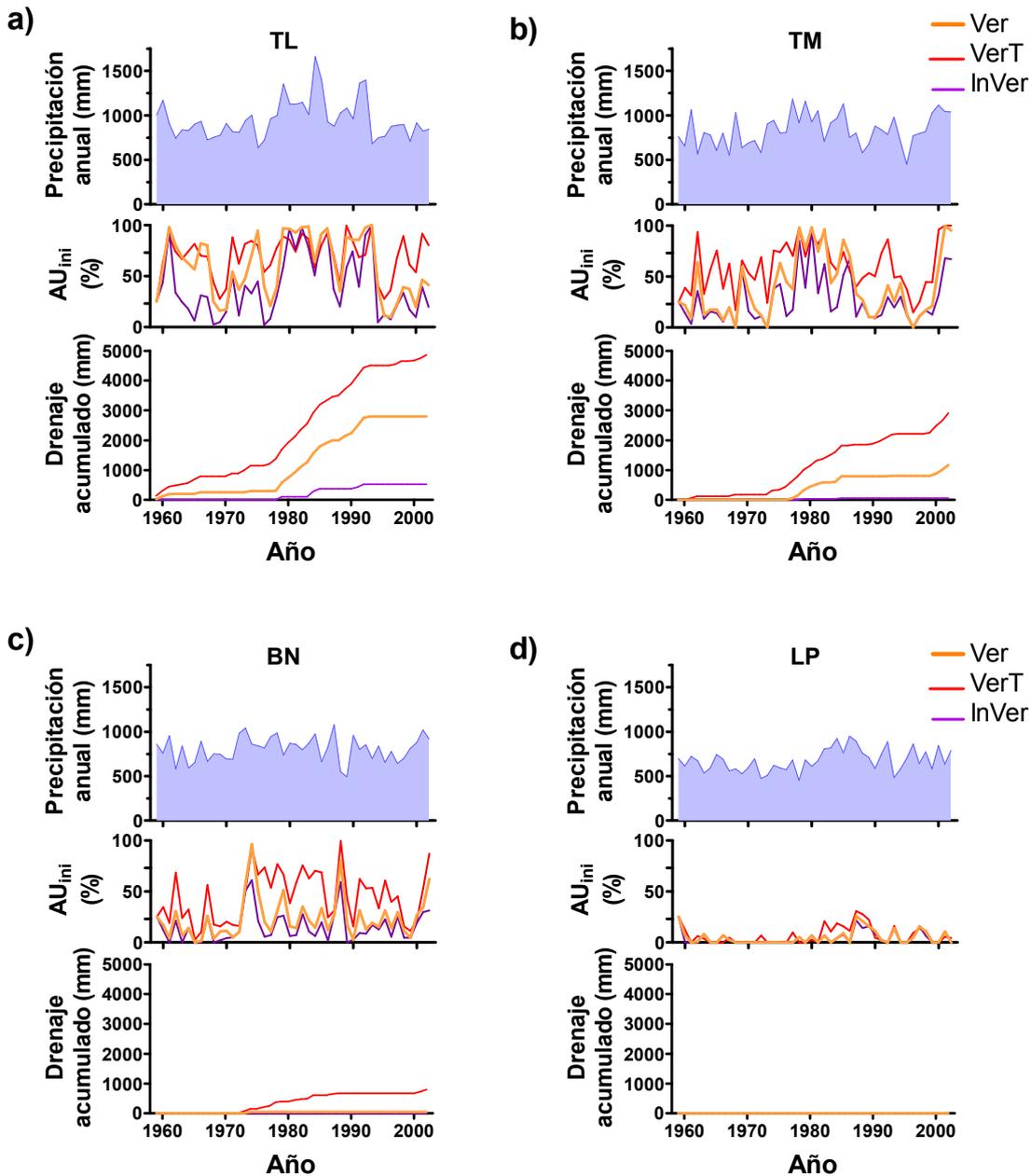


Figura 4.4: Drenaje acumulado (1959-2002) con tres esquemas de cultivo **Ver** (verano), **VerT** (verano tardío) e **InVer** (doble cultivo) en relación a la precipitación anual y el agua útil al inicio de la campaña (AU_{ini}) en cuatro sitios de estudio: **a)** Tartagal (TL), **b)** Tucumán (TM), **c)** Bandera (BN) y **d)** Loma Plata (LP).

4.3.3. Influencia del contenido hídrico inicial sobre los riesgos productivo y ecohidrológico

El contenido hídrico del suelo al inicio de la campaña (AU_{ini}), un parámetro que puede medirse fácilmente, puede constituir una herramienta útil para evaluar el riesgo productivo e hidrológico de los esquemas de cultivo alternativos. Para analizar su utilidad, se realizaron simulaciones con valores preestablecidos de AU_{ini} en cinco sitios de estudio y tres esquemas de cultivo. Como regla general, en la medida que el contenido hídrico aumentó, el estrés de los cultivos se redujo pero aumentó la

propensión al drenaje profundo (Fig. 4.5). Esta regla se verificó en los esquemas de cultivo de verano (**Ver**), de verano tardío (**VerT**) y para el componente invernal de los esquemas de doble cultivo (**InVer(Inv)**), pero no para el componente estival (**InVer(Ver)**), para el cual AU_{ini} tiene muy poca influencia dado el consumo de agua del suelo por el cultivo de invierno anterior. Cambiar el esquema de cultivo de **Ver** a **VerT** generalmente determina un menor **IEH**, pero con un incremento en la tasa de drenaje que fue mayor cuanto mayor fue AU_{ini} . Por otro lado, el empleo de esquemas **InVer** contribuyó a reducir el drenaje. Este efecto fue mayor con valores altos de AU_{ini} pero también lo fue la penalidad de rendimiento por sembrar un cultivo de invierno antes del cultivo de verano (*i.e.* la diferencia en rendimiento entre **Ver** y **InVer(Ver)**), y el compromiso emergente entre la reducción del riesgo productivo, sembrando un cultivo simple, o la reducción del riesgo hidrológico con la siembra de un doble cultivo.

La magnitud de los cambios esperables en los riesgos productivo e hidrológico no sólo varió con el agua al inicio de la campaña, AU_{ini} , sino además según las condiciones ambientales de cada sitio. Por ejemplo, el cambio de esquema de cultivo de **Ver** a **VerT** en Tartagal o Tucumán puede aumentar la tasa anual de drenaje en 15-60 mm, según el AU_{ini} , sin una mejora sustancial en el rendimiento de los cultivos. Es más, incluso los esquemas de doble cultivo **InVer** presentaron niveles relativamente bajos de **IEH** para el componente estival **InVer(Ver)** en estos sitios, pero un efecto enorme en la reducción de la tasa de drenaje (*i.e.* hasta de 140 mm), particularmente en condiciones de alta AU_{ini} (Fig. 4.5 d y e). Por el contrario, en sitios como Loma Plata donde el **IEH** es normalmente alto y muy sensible a AU_{ini} y al esquema de cultivo, los esquemas **VerT** contribuyeron a reducir el **IEH** sin mayores implicancias sobre la generación de drenaje profundo (Fig. 4.5b). En este sitio, el drenaje fue despreciable en casi todo el rango de agua del suelo simulado, excepto con valores de AU_{ini} extremadamente altos (*i.e.* 90%), los cuales son altamente improbables (Fig. 4.4d). Bandera y Alto Paraguay representaron situaciones intermedias (Fig. 4.5 a y c) en las cuales tanto el **IEH** y el drenaje fueron muy sensibles a AU_{ini} y a la elección del esquema de cultivo, y donde los compromisos entre los objetivos productivos y los riesgos hidrológicos fueron más marcados.

Es importante destacar que AU_{ini} , el principal componente de la oferta hídrica para los cultivos de invierno, fue insuficiente para satisfacer plenamente sus requerimientos. En sitios de alta evapotranspiración potencial, como Loma Plata o Alto Paraguay, el índice de estrés hídrico para los cultivos de invierno fue generalmente alto (*i.e.* 0,5-0,8) aun partiendo de valores de AU_{ini} cercanos a capacidad de campo (Fig. 4.5 a y b). Altos valores de **IEH** también se simulaban en otros sitios de estudio, reduciendo la factibilidad de los cultivos invernales a sólo ciertas localidades (*i.e.* Bandera) cuando el contenido hídrico al inicio de la campaña es alto (Fig. 4.5c). Las mayores diferencias entre el **IEH** de cultivos de invierno y de verano se encontraron en sitios como Tartagal o Tucumán donde la estacionalidad de las precipitaciones es mayor (Fig. 4.5 d y e). Estos sitios, a su vez, son los que presentaron la mayor propensión al drenaje.

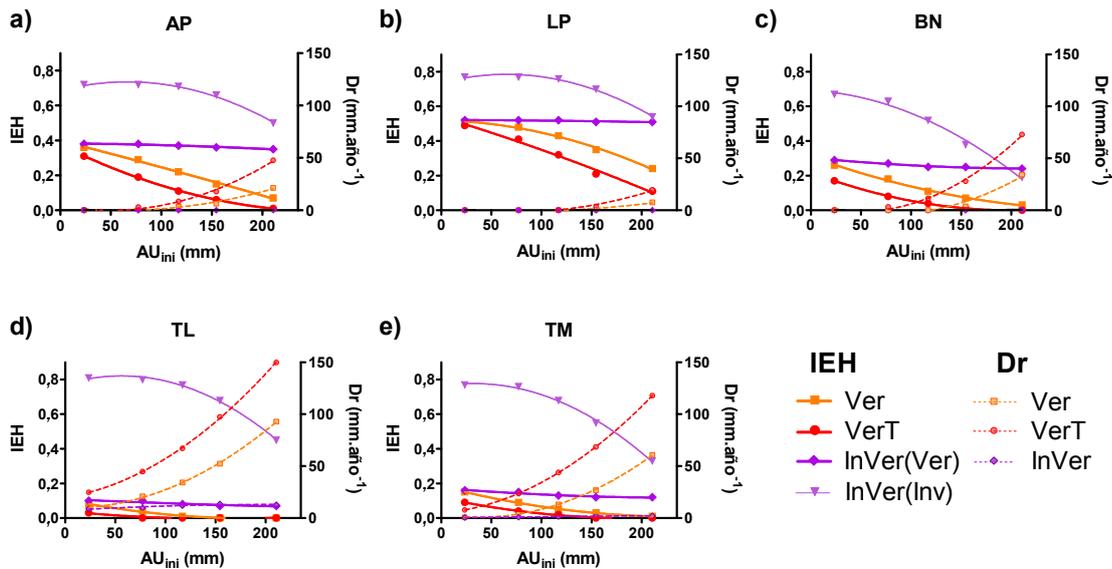


Figura 4.5: Índice de estrés hídrico (**IEH**) y drenaje medio anual (**Dr**) de tres esquemas de cultivo (**Ver**: verano; **VerT**: verano tardío; **InVer**: doble cultivo invierno-estival) en función del agua útil al inicio de la campaña (1-Jun) en cinco sitios de estudio. El índice de estrés de los componentes del doble cultivo está representado como **InVer(Inv)** para el componente invernal e **InVer(Ver)** para el componente estival. Las líneas representan el ajuste de modelos de regresión no lineales del Índice de estrés (línea continua) y del drenaje medio anual (línea punteada).

4.3.4. Secuencias de cultivo flexibles para reducir el compromiso entre riesgos productivos e hidrológicos

Se pueden lograr reducciones significativas en el índice de estrés hídrico y el drenaje mediante el empleo de secuencias de cultivo flexibles que alternen esquemas de cultivo conservativos e intensivos en respuesta indicadores de sistema como el agua al inicio de la campaña (AU_{ini}). Sin embargo, como los compromisos entre el riesgo productivo y la generación de drenaje varían entre sitios (Fig. 4.5), dadas sus diferencias en la cantidad y distribución de las lluvias, las reglas de decisión y los umbrales de AU_{ini} que sirven para definirlos también deben variar entre zonas. Para la mayor parte de la región de estudio (zona A), se consideraron tres esquemas de cultivo alternativos: **Ver**, **VerT** e **InVer**. En años en que el contenido hídrico del suelo al inicio de la campaña fue bajo ($AU_{ini} < 120$ mm), se empleó el esquema conservativo **VerT** para reducir los probablemente altos valores de **IEH**; en años con condición inicial húmeda ($AU_{ini} > 160$ mm) se eligió el esquema más intensivo **InVer** para evitar la ocurrencia de eventos de drenaje importantes; y cuando la condición hídrica inicial fue intermedia (AU_{ini} : 120-160 mm) se empleó el esquema **Ver** para procurar un bajo nivel de **IEH** y una mínima generación de drenaje. Estos mismos conceptos se emplearon en reglas de decisión para otras zonas de la región en las que el manejo de uno de los dos riesgos, el productivo o el hidrológico, debería ser prioritario. En sitios relativamente secos ($PP < 650$ mm año⁻¹; zona B), donde **IEH** es generalmente alto y el drenaje reducido, **VerT** fue el esquema de cultivo preestablecido excepto en años en que la condición hídrica inicial fue excepcionalmente húmeda ($AU_{ini} > 160$ mm), en cuyo caso se optó por el esquema **Ver** que hace un mayor uso del agua disponible para reducir el riesgo de drenaje. En sitios de alta pluviometría y estacionalidad de las lluvias ($PP > 800$ mm año⁻¹; estacionalidad $> 0,66$; zona C), muy propensas al drenaje y de valores de **IEH**

relativamente bajos, se priorizó el empleo de esquemas intensivos **InVer** para el control del drenaje, empleándose los esquemas **Ver** sólo cuando la disponibilidad hídrica inicial fue baja ($AU_{ini} < 100$ mm).

La simulación de secuencias de cultivo flexibles basadas en las reglas de decisión descriptas resultó en una enorme preponderancia del esquema **VerT** sembrado en las zonas A y B (*i.e.* 90% y 99% del área de las zonas A y B, respectivamente, como valor medio de 43 años) y una importante proporción del esquema **Ver** en la zona C (*i.e.* 76%). Los esquemas más intensivos fueron sembrados en 24% de la zona C y sólo en un 4,4% de la zona A. Teniendo en cuenta la superficie relativa que representan las tres zonas analizadas (*i.e.* 46, 33 y 21% de la superficie del Chaco semiárido, para las zonas A, B y C, respectivamente), la incidencia relativa de los tres esquemas de cultivo simulados en la secuencia flexible fue de 19%, 74% y 7%, para **Ver**, **VerT** e **InVer**, respectivamente.

La alternancia de esquemas de cultivo de diferente capacidad de usar el agua disponible, según la condición hídrica inicial, resultó en una reducción del **IEH** medio regional de 0,33, bajo un esquema continuo de **Ver**, a 0,29 en la secuencia flexible (Fig. 4.6a), y en una reducción del drenaje medio anual de 6,7 a 2,5 mm año⁻¹ (Fig. 4.6b). Las reducciones más significativas en **IEH** se obtuvieron en las zonas A y B, en sitios donde el **IEH** medio para **Ver** fue menor a 0,5 (Fig. 4.6a). Como resultado, la superficie con **IEH** < 0,3 se incrementó de 40% con el esquema **Ver** continuo, a 54% del área de estudio con la secuencia flexible. En la zona C, donde los esquemas **Ver** presentan altas tasas de drenaje (Fig. 4.6b), se logró una reducción significativa del drenaje a costa de un leve incremento en **IEH**.

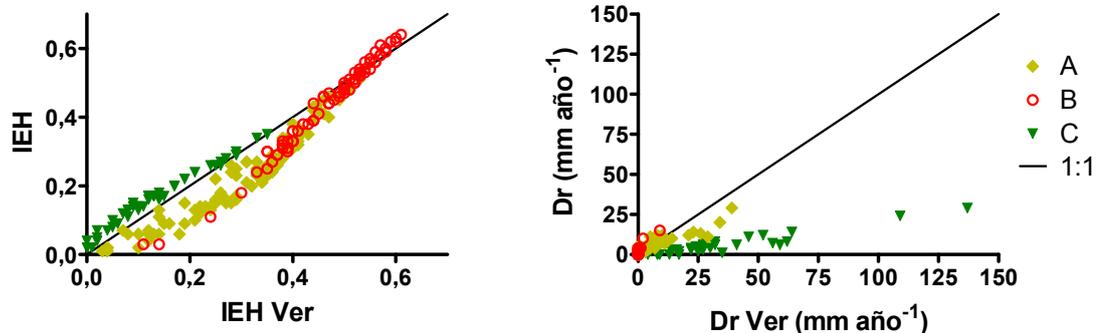


Figura 4.6: a) Índice de estrés hídrico (**IEH**) promedio y b) Drenaje medio anual (**Dr**; mm año⁻¹) para una secuencia de cultivos flexible en relación a los mismos parámetros de una secuencia fija de cultivos de verano (**Ver**) en 3 subáreas del Chaco semiárido de características pluviométricas diferentes: A (PP=650-800 mm año⁻¹ ó P>800 mm año⁻¹ y estacionalidad<0,66), B (PP<650mm.año⁻¹) y C (PP>800mm.año⁻¹; estacionalidad>0,66). Nótese que el índice de estrés del componente invernal del doble cultivo no fue considerado en el cálculo del **IEH**.

4.3.5. Análisis de sensibilidad del modelo

Las variaciones arbitrarias de las funciones de escorrentía (Figs. 4.7 a y d) y de la evaporación durante el barbecho (Figs. 4.7 b y e) modificaron marcadamente los valores de las principales salidas del modelo: el índice de estrés (**IEH**) y el drenaje (**Dr**). Por el contrario, variaciones significativas en la máxima capacidad de retención hídrica del suelo (AU_{max}) tuvieron un mínimo efecto sobre las mismas (Figs. 4.7 c y f). Una reducción del 50% de la escorrentía redujo el **IEH** regional medio para un esquema

continuo de **Ver** de 0,33 en el modelo original a 0,22, con un incremento en la superficie relativa con **IEH**<0,3 de 40% en el modelo original a 69% del área de estudio en el modelo modificado (Fig. 4.7a). Por otro lado, un incremento del 50% en la escorrentía resultó en un **IEH** regional medio de 0,45 y una superficie con **IEH**<0,3 de sólo el 14% del área de estudio. De modo análogo, la reducción de la evaporación durante el barbecho resultó en un **IEH** regional medio de 0,21, con un 70% del área de estudio con **IEH**<0,3 (Fig. 4.7b). Sin embargo, el incremento de la evaporación durante el barbecho tuvo menor efecto que el incremento en la escorrentía, resultando en un **IEH** medio de 0,38 y un 26% del área de estudio con **IEH**<0,3. Los efectos del incremento de la evaporación se observaron principalmente en zonas dentro del rango de 0-0,35 del **IEH** original. Al contrario de lo que se esperaba, las variaciones en **AU_{max}** tuvieron un mínimo efecto sobre el estrés de los esquemas de cultivo **Ver** (Fig. 4.7c).

En lo que respecta al drenaje, una reducción del 50% tanto de la escorrentía como de la evaporación aumentaron significativamente los flujos de drenaje de los esquemas de cultivo **Ver**. Este efecto fue mayor cuanto mayor era el drenaje simulado en el modelo original, alcanzando valores superiores a los 200 mm año⁻¹ en los casos más extremos (Fig. 4.7 d y e). Por el contrario, el aumento en las pérdidas de agua por escorrentía o evaporación casi anula por completo los flujos de drenaje, detectándose tasas de drenaje significativas <30 mm año⁻¹ sólo en los casos más extremos. Como se observó con el **IEH**, modificaciones en el **AU_{max}** casi no tuvieron efecto sobre las tasas de drenaje simuladas (Fig. 4.7f).

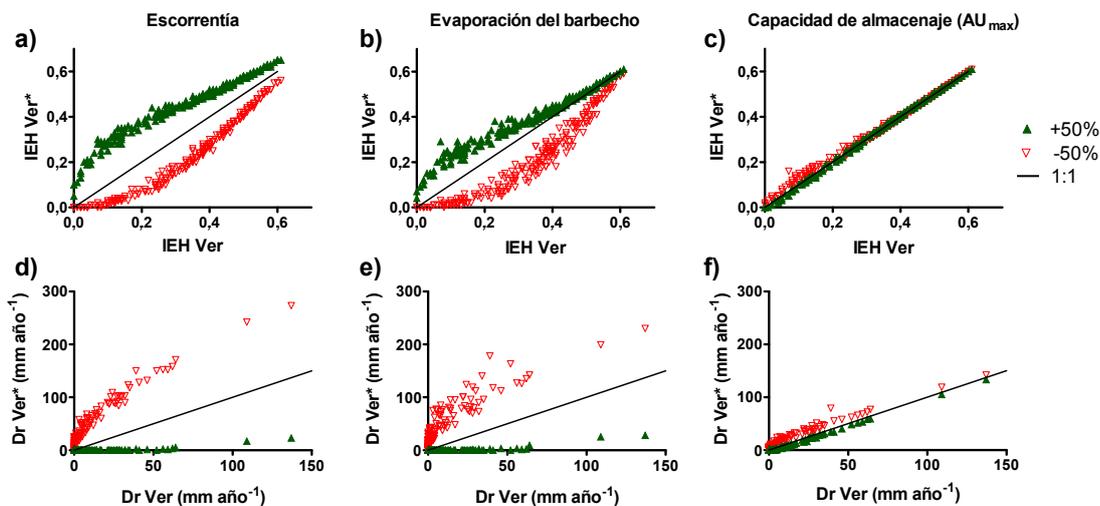


Figura 4.7: Índice de estrés hídrico promedio (**IEH**; **a**, **b**, **c**) y drenaje medio anual (**Dr**; mm año⁻¹; **d**, **e**, **f**) para el esquema de cultivo de verano (**Ver**) resultantes de variaciones de un 50% en los valores de algunos inputs del modelo: **escorrentía** (mm; **a** y **d**), **evaporación durante el barbecho** (mm; **b** y **e**) y **capacidad de almacenaje hídrico del suelo** (mm; **c** y **f**). El asterisco indica los valores de **IEH** y **Dr** obtenidos con el modelo modificado.

4.4. Discusión

Los riesgos productivos e hidrológicos presentaron una amplia variación en el Chaco semiárido, no sólo en respuesta a gradientes climáticos, sino además por efecto de la elección de la estacionalidad de los cultivos. Como patrón general, el clima monzónico de toda la región determina que el riesgo productivo de los cultivos se

reduzca en la medida que los esquemas de manejo retrasen el ciclo de los cultivos hacia la estación lluviosa. Esta estrategia permite almacenar agua en el perfil del suelo durante el barbecho para abastecer los requerimientos hídricos durante el desarrollo del cultivo subsiguiente, y ubicar los estadíos fenológicos más críticos para la determinación del rendimiento en épocas de bajo déficit hídrico (Calviño y Monzon 2009). Aunque esta regla general es recomendable para la mayor parte de la región de estudio, el empleo de esquemas de cultivo conservativos en las zonas de mayor cantidad y estacionalidad de lluvias (como el límite occidental de la región) incrementa la probabilidad de que se generen excesos hídricos en forma de drenaje profundo que pueden dar lugar a procesos de salinización secundaria, afectando la sustentabilidad de los sistemas productivos en el mediano plazo (Amdan et al. 2013). Las pérdidas de drenaje profundo, a su vez, pueden reducirse aplicando esquemas de cultivo que hagan un uso más intensivo del agua disponible pero que suponen mayores riesgos productivos. Las diferencias espaciales y temporales en la cantidad y estacionalidad de las lluvias, y en la evapotranspiración anual, determinarán en última instancia la importancia relativa de los riesgos productivos e hidrológicos en cada localidad y los esquemas de cultivos más convenientes para reducir su compromiso.

Los esquemas de cultivos estivales de siembra tardía (**VerT**) representan la alternativa más conveniente para minimizar los riesgos productivos inmediatos. Aunque los cultivos estivales sembrados más temprano (**Ver**) presentan un rendimiento potencial mayor y menores pérdidas por drenaje profundo, la combinación de altas temperaturas y fuertes déficit hídricos durante su período crítico frecuentemente reduce el rendimiento alcanzable en estos esquemas (Maddonni 2012). La ventaja relativa de las siembras tardías se manifestó en la mayor parte del Chaco semiárido, con excepción de las zonas de menor aptitud productiva (Índice de Estrés Hídrico > 0,5) en las que no se registraron diferencias en el nivel de estrés simulado entre **Ver** y **VerT**. Este resultado concuerda con otros trabajos (Houspanossian et al., enviado) y con tendencias recientes en las estrategias de manejo que retrasan la siembra de maíz hacia diciembre-principio de enero, a pesar del mayor potencial de rendimiento de siembras más tempranas (Calviño y Monzon 2009, Vega 2011, Maddonni 2012). Del mismo modo, dentro de una ventana posible de fechas de siembra que se extiende desde septiembre a enero para el cultivo de soja, las siembras más frecuentes ocurren en mediados de diciembre para lograr una recarga adecuada del perfil del suelo (Calviño y Monzon 2009). Consistentemente con su alto riesgo productivo simulado, los planteos primaverales (**Prim**) son menos frecuentes en la región. El área de girasol (el cultivo primaveral más frecuente), está restringida a la porción centro-este de la región, donde el inicio de la estación lluviosa ocurre más temprano (Hall et al. 2013). Aún muy debajo de su potencial, los rendimientos simulados en esta área son aceptables cuando se parte de un perfil de suelo cargado en agosto y las primeras lluvias primaverales permiten la siembra (Mercau 2010). Hidrológicamente, los cultivos primaverales presentan tasas de drenaje relativamente bajas que pueden reducirse aún más si se utilizan en sistemas más intensivos de doble cultivo (girasol-maíz de tercera) en años de alta pluviometría (Hall et al. 2013). Los sistemas de un sólo cultivo de invierno por campaña (**Inv**) no son frecuentes en la región. El trigo suele emplearse en sistemas de doble cultivo (**InVer**) seguido principalmente de soja de segunda o, en menor medida, maíz de segunda (Recatalá Boix y Zinck 2008b). Aunque el componente invernal de los sistemas de doble cultivo (**InVer(Inv)**) suele estar expuesto a niveles de estrés hídrico muy altos, la recarga del agua edáfica entre la cosecha del trigo y la siembra del cultivo de segunda determina que el nivel de estrés del componente estival (**InVer(Ver)**) sea sólo un poco más alto que el de los cultivos simples de verano (Calviño y Monzon 2009). Además de

su efecto positivo sobre la reducción del drenaje (Salado-Navarro y Sinclair 2009, Nosetto et al. 2012), los doble-cultivo contribuyen a la generación de rastrojo necesaria para proteger al suelo de la erosión y reducir las pérdidas de agua por evaporación directa, mientras que la cosecha del componente invernal representa un ingreso de capital adicional que otorga liquidez a las empresas agropecuarias cuando ningún otro esquema de cultivo lo hace (Calviño y Monzon 2009).

La elección entre esquemas de cultivo conservativos o intensivos, y su efecto sobre la producción y el drenaje, dependerá del contexto hidrológico y de cómo los productores perciben los riesgos productivos y eco-hidrológicos. Además del efecto estocástico de la precipitación de cada campaña, la sucesión de años húmedos consecutivos aumenta considerablemente la magnitud del drenaje profundo. El agua residual que queda en el suelo luego de una campaña húmeda, y/o de un esquema de cultivo muy conservativo, se traduce en un alto contenido hídrico al inicio de la campaña que contribuye a reducir los riesgos productivos (Salado-Navarro y Sinclair 2009, Grassini et al. 2010) pero aumenta la propensión al drenaje (Grassini et al. 2009). Por el contrario, los cultivos son más propensos a sufrir estrés hídrico luego de una campaña seca y/o un planteo intensivo que deja muy poca agua remanente en el suelo (Merrill et al. 2007). A falta de pronósticos climáticos confiables, el monitoreo del agua del suelo al inicio de cada campaña puede ser una herramienta importante para reducir la incertidumbre sobre la oferta hídrica esperable para el cultivo (Grassini et al. 2010). El empleo de secuencias de cultivo flexibles que alternan esquemas de cultivo conservativos e intensivos según reglas de manejo basadas en el nivel de recarga edáfica, contribuyó a reducir el drenaje en las áreas más propensas a los excesos hídricos (4 vs. 52 mm año⁻¹), con muy poco efecto sobre el nivel de riesgo productivo (17 vs. 7% de Índice de Estrés Hídrico). Dado que el efecto del agua remanente sobre el rendimiento de los cultivos varía entre sitios y esquemas de cultivo, los umbrales de agua edáfica para confeccionar las reglas de decisión deben determinarse localmente.

Si bien el abordaje empleado en este trabajo permitió analizar los riesgos productivos e hidrológicos para una variedad de situaciones ambientales y de manejo de cultivos (Yee Yet y Silburn 2003), todo modelo está sujeto a imprecisiones producto de la simplificación o inexactitud en sus supuestos, parametrización, escala, etc. (Gong et al. 2012). En el aspecto productivo, resulta alentador que las áreas y esquemas de cultivo que presentaron el menor estrés hídrico simulado coincidieron con la localización de los principales polos agrícolas y las prácticas de manejo más empleadas en la región, respectivamente (Calviño y Monzon 2009, Clark et al. 2010, Baldi et al. 2014). El único núcleo productivo que escapó a este patrón general, es el correspondiente al área de las colonias Mennonitas del Chaco Paraguayo que se ubica en una zona de alto Índice de Estrés Hídrico (Houspanossian et al., enviado). Notablemente, estas colonias pudieron consolidar una economía basada en sistemas de ganadería intensiva de base pastoril, luego de años de fracaso en la producción de cultivos agrícolas (Glatze 2009). Por otro lado, el modelo también parece haber funcionado bien en términos eco-hidrológicos. No sólo se reprodujo la respuesta esperada del drenaje a la cantidad y estacionalidad de la precipitación, sino además su naturaleza episódica y el efecto sinérgico de campañas húmedas consecutivas (Keating et al. 2002, Yee Yet y Silburn 2003, Bah et al. 2009, Bennett et al. 2013). Es más, el modelo fue capaz de detectar variaciones de drenaje entre los distintos esquemas de cultivo analizados producto de diferencias en la longitud y estacionalidad de su estación de crecimiento. Estas dos características, junto con la profundidad del sistema radical, son los parámetros eco-hidrológicos más relevantes de las cubiertas vegetales

(Asbjornsen et al. 2008, Bah et al. 2009, Santoni et al. 2010, Noret et al. 2012). En forma consistente con otros estudios, el análisis de sensibilidad realizado sugiere que un aumento en la profundidad del sistema radical de los cultivos sería menos eficiente para reducir el drenaje que la correcta elección de la estacionalidad de los cultivos o el manejo de la cobertura de residuos y otros factores microtopográficos (Merrill et al. 2007, Bah et al. 2009). Las simulaciones fueron mucho más sensibles a cambios en los esquemas de cultivo y a las pérdidas/ganancias de agua por escorrentía o evaporación que a cambios en la capacidad total de almacenar agua del suelo, que sería la vía por la cual la profundidad del sistema radical modularía la evapotranspiración de los cultivos. De este modo, una mejor caracterización de la variabilidad regional en los procesos de evaporación directa o escorrentía, permitiría mejorar considerablemente la precisión de las simulaciones. De hecho, los esquemas de cultivo analizados pueden conformarse con especies de muy diferente cantidad y calidad de rastrojo (por ejemplo soja o maíz) lo que puede generar efectos diferenciales sobre los flujos de evaporación y escorrentía (Monzón et al. 2006, Grassini et al. 2010, Salado-Navarro et al. 2013). Futuras investigaciones podrían evaluar el efecto de esta fuente de heterogeneidad adicional sobre los riesgos productivos e hidrológicos en el Chaco semiárido.

Procesos de lavado de sales del perfil del suelo e incrementos del nivel de napas freáticas salinas producto del desmonte y establecimiento de sistemas agrícolas y pasturas se han reportado en diferentes sitios del Chaco semiárido. Esto pone en evidencia la necesidad de entender las consecuencias eco-hidrológicas que traen aparejadas los cambios actuales de la vegetación y que podrían eventualmente desencadenar procesos de salinización secundaria (Nitsch 1995, Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. 2010, Jayawickreme et al. 2011, Amdan et al. 2013). Este es el primer trabajo que aborda el problema eco-hidrológico de la agricultura en el Chaco a escala regional, haciendo hincapié en las variaciones que pueden generar los diferentes esquemas de manejo agrícola. Este problema, sin embargo, puede ser más serio y estar más expandido que lo que sugieren las simulaciones. En Loma Plata, Paraguay (22,4S 59,8W) donde se simuló un drenaje nulo para cualquiera de los esquemas de cultivo alternativos, se han detectado ascensos freáticos y salinización de suelos producto del desmonte y establecimiento de pasturas megatérmicas (Nitsch 1995). En lotes de producción de soja en el este de Salta (24,5S 63,5W) Amdan et al. (2013) estimaron tasas de drenaje mayores a las simuladas (27-87 mm año⁻¹ durante las últimas tres décadas, vs. 12 mm año⁻¹ simulados para cultivos de verano de siembra tardía). De igual modo en Bandera, Argentina (28,9S 62,2W) las estimaciones de drenaje anual realizadas con datos de campo (capítulo 2) y con balances hídricos con sensores remotos (capítulo 3) presentaron valores mayores que los simulados en este capítulo (0 y 18 mm año⁻¹ para esquemas de verano y verano tardío, respectivamente). Los ascensos freáticos registrados en Loma Plata pueden ser en parte explicados por procesos de drenaje y recarga focalizados que ocurren a una escala espacial de mucho mayor detalle que la del modelo utilizado.

Áreas de microtopografía más baja junto con la presencia de tajamares de infiltración y paleocauces de textura más gruesa, muy frecuentes en la zona, constituirían sitios de recarga focalizada donde se colecta no sólo agua de lluvia sino además la escorrentía de zonas adyacentes (Larroza y Centurión 1995, Tymkiw 2010, Magliano et al. 2015). Las diferencias en las estimaciones de drenaje para Salta y Bandera podrían atribuirse en parte a posibles efectos diferenciales de los rastrojos sobre la evaporación (Monzón et al. 2006), pero fundamentalmente a otras limitaciones propias del modelo empleado, como ser un menor detalle de las escalas temporal y

espacial o el hecho de que la cobertura vegetal (y su capacidad evapotranspirativa) no se vea afectada por la restricción hídrica. Una escala de menor detalle implica, por un lado, que no se detectan desbalances diarios entre la oferta y demanda hídricas que desaparecen cuando se estos flujos se promedian mensualmente, y por el otro, que se promedien datos de precipitación de varios sitios reduciéndose los valores de los sitios de mayor pluviometría, más propensos a generar drenaje. Dado que las pérdidas por drenaje aumentan exponencialmente con la cantidad y concentración de las lluvias (Keating et al. 2002, Yee Yet y Silburn 2003), la subestimación del drenaje con el modelo empleado sería mayor en las zonas más húmedas y de precipitación más estacional.

4.5. Conclusión

El empleo de secuencias flexibles, que alternen esquemas de cultivo conservativos e intensivos de acuerdo a reglas de decisión basadas en umbrales locales de disponibilidad hídrica, es una vía promisoría para manejar compromisos entre riesgos productivos y eco-hidrológicos en el Chaco semiárido. La aproximación metodológica utilizada en este trabajo no sólo fue útil para analizar geográficamente estos compromisos bajo diferentes esquemas de cultivo, sino además para entender el actual uso y distribución de los esquemas de manejo de la región. En la dimensión temporal, este trabajo muestra que además del efecto que tienen las campañas húmedas en la generación de drenaje, la ocurrencia de ciclos húmedos de más de un año de alta precipitación aumenta la propensión al drenaje por su efecto sobre el agua útil residual que es transferida de una campaña a la otra. En este sentido, el agua útil al inicio de la campaña aparece como un indicador útil del estado hídrico del sistema en relación tanto a objetivos y riesgos productivos como hidrológicos. Este trabajo complementa y refuerza la utilidad de otras aproximaciones, más precisas, para abordar el potencial riesgo de salinización secundaria en la región que, por su limitado alcance espacial y temporal, no son directamente extrapolables a escalas mayores.

CAPITULO 5

Discusión General

5. Discusión General

5.1 Desarrollo de la tesis en relación a las hipótesis planteadas

El Chaco semiárido está experimentando tasas de deforestación sin precedentes en el mundo para el establecimiento de cultivos agrícolas de secano y pasturas (Vallejos et al. 2014). Si bien los beneficios de corto plazo de estas transformaciones para la economía de la región son relativamente claros, sus potenciales impactos sobre la productividad y el ambiente en el mediano plazo son mucho más inciertos y preocupantes si se analizan antecedentes de procesos similares en otras planicies semiáridas del mundo (George et al. 1997). La producción de cultivos en este tipo de ambientes presenta importantes desafíos eco-hidrológicos que si no son considerados pueden desencadenar procesos de degradación de muy difícil reversión (Jobbágy et al. 2008). El objetivo general de esta tesis fue entender el impacto hidrológico actual y potencial de la agricultura en el Chaco semiárido y analizar la posibilidad de manejar la hidrología de los agroecosistemas mediante el empleo racional de estrategias agrícolas que hagan un uso conservativo o intensivo del agua, según la oferta hídrica esperada.

La situación hidrológica de Bandera, uno de los focos agrícolas más cultivados del Chaco y donde se concentraron las mediciones de campo de esta tesis, denota un muy alto riesgo de salinización secundaria (Capítulo 2). Por un lado, el área de estudio presenta suelos de una alta carga natural de sales ($15,9 \pm 2,2 \text{ kg m}^{-2}$ de cloruros hasta 5 m), una napa freática salina próxima a la superficie (<4 a 8 m) y una topografía extremadamente plana (<0,1%) que dificulta la evacuación de excedentes hídricos (y sales disueltas) ante un posible evento de inundación. Por el otro, la mayor parte de la vegetación boscosa, capaz de mantener la condición de drenaje nulo, ha sido desmontada para el establecimiento de cultivos anuales y pasturas. En concordancia con la **hipótesis 1**, el reemplazo de la vegetación de monte con cultivos y pasturas ha incrementado la tasa de drenaje anual, generando procesos de recarga y ascensos del nivel freático que no pueden ser deprimidos por los sistemas radicales someros de los cultivos agrícolas. Dado que el nivel freático se encuentra aún debajo de la rizósfera de los cultivos, todavía no se habrían detectado síntomas de deterioro por *dryland salinity*. Sin embargo, el nivel de salinidad y la proximidad de la napa freática a la superficie sugieren que posteriores ascensos afectarían al crecimiento y supervivencia de los cultivos al alcanzar la zona de la rizósfera, por lo que la **hipótesis 2** se acepta parcialmente. Si esto no ocurriera en una primera instancia, dado que con el ascenso freático se verifica una reducción de la conductividad eléctrica de la napa, ocurrirá con posterioridad ya que, bajo las condiciones semiáridas de la región, la presencia de una napa freática próxima a la superficie generará nuevos procesos de concentración de sales por evapotranspiración, que no podrán ser eliminadas por drenaje.

Entre los sistemas agropecuarios de la región, existen alternativas para, al menos, demorar la salinización secundaria. Además de las características climáticas y edáficas, que determinan el riesgo de salinización inherente al área de estudio (Tolmie y Silburn 2004), la expresión del potencial problema de salinización depende de la magnitud del drenaje generado en los sistemas agrícolas y pastoriles (factor antrópico). En concordancia con la **hipótesis 3**, dentro del universo de manejos agronómicos de la región, existen esquemas que hacen un mayor o menor consumo del agua disponible, lo que permite regular parcialmente la hidrología de los sistemas agropecuarios. Según las simulaciones realizadas para Bandera en el Capítulo 3, de los esquemas productivos detectados por sensores remotos, los sistemas pastoriles y el esquema de doble cultivo

primavero-estival (**PrimVer**) fueron las coberturas más eficientes en consumir el agua del suelo y reducir el drenaje en campañas de alta pluviometría. Si bien el doble cultivo invierno-estival (**InVer**) presentó una capacidad de consumo similar, la menor evaporación y escorrentía simuladas bajo este esquema determinaron una mayor precipitación efectiva y propensión a generar drenaje en años húmedos. Por su parte, los esquemas de cultivo simple de invierno (**Inv**) y verano tardío (**VerT**), más desacoplados de la estacionalidad de las lluvias y la ET_0 , fueron los que menores requerimientos hídricos presentaron y generaron las mayores pérdidas por escorrentía, evaporación o drenaje profundo. Las diferencias de consumo (y drenaje) entre los sistemas más conservativos e intensivos se incrementaron con la precipitación de modo tal que en campañas/sitios de muy baja pluviometría ($<600 \text{ mm año}^{-1}$) la elección del esquema de cultivo no tuvo injerencia en la generación de drenaje profundo, mientras que en las campañas más húmedas la magnitud del drenaje fue en gran medida determinada por el esquema de cultivo empleado. A pesar del importante rol de los esquemas intensivos en la reducción del drenaje en campañas húmedas, cabe destacar que en años extremos ($>1200 \text{ mm año}^{-1}$) ninguno de los planteos simulados logró la condición de drenaje nulo que se asumió, y verificó a campo, para la vegetación boscosa nativa.

Los productores del área de estudio parecen tener un comportamiento adaptativo en cuanto a la gestión del riesgo de sus sistemas productivos. La información derivada de sensores remotos y la provista por los propios productores del área agrícola de Bandera indican una tendencia creciente hacia el empleo de esquemas de cultivo conservativos de verano tardío en detrimento de sistemas más intensivos de doble cultivo y cultivos estivales de siembra temprana. En concordancia con la **hipótesis 5**, las simulaciones realizadas en los Capítulos 3 y 4 indican que esta estrategia permite reducir el déficit hídrico en el período crítico de los cultivos agrícolas, pero aumenta la probabilidad de excesos hídricos que generan drenaje profundo. Sin embargo, pese a la tendencia observada, la conducta de los productores en torno a la gestión del recurso hídrico, no puede simplificarse como un manejo netamente conservativo como se plantea en la **hipótesis 4**. Por el contrario, los esquemas empleados por los productores sugieren una respuesta adaptativa a la variabilidad climática, donde el empleo creciente de esquemas de cultivo conservativos se corresponde con un período particularmente seco en el área de estudio, dentro del cual han ocurrido campañas más húmedas en las que se han empleado esquemas más intensivos con buenos resultados. A modo de ejemplo, en la campaña 2009/10, luego de las dos campañas más secas del período analizado, 70% del área agrícola se sembró con cultivos de verano en forma temprana, y sólo 25% en fechas tardías, lográndose los mayores rendimientos de soja del período analizado. Esta flexibilidad podría aprovecharse para realizar una mejor gestión de la oferta hídrica a nivel regional.

La inclusión del riesgo eco-hidrológico, entre los factores que rigen las estrategias adaptativas de los productores, representa un gran desafío ya que aunque el deterioro de los lotes de producción es muy tenido en cuenta, el resultado económico esperado de las actividades productivas suele ser prioritario. Las decisiones de manejo de los productores responden a numerosos factores ajenos a su control, entre los cuales los precios internacionales de insumos y granos y las políticas de mercado locales, que determinan la rentabilidad relativa de las distintas actividades, cobran tanta o mayor importancia que la variabilidad climática interanual (Barsky et al. 2008, Satorre 2011, Hernandez et al. 2014, Andrade et al. 2015). Estos efectos se manifiestan claramente en la fuerte retracción del área sembrada con trigo (*i.e.* del esquema de cultivo invierno-estival del que forma parte), aún en campañas húmedas y a pesar de que los beneficios

de su inclusión en la rotación son ampliamente conocidos por los productores (Calviño y Monzon 2009, Andrade y Satorre 2015). Por su parte, como también se plantea en la **hipótesis 4**, el riesgo hidrológico no es normalmente percibido o tenido en cuenta en las decisiones de manejo. La preponderancia de campañas secas en la última década determinó que la reducción del riesgo productivo por déficit hídrico sea prioritaria y que la ocurrencia de excesos hídricos sea casi impensada, como pudo constatarse en las numerosas reuniones de intercambio con productores desarrolladas a lo largo de esta tesis. Sólo luego de la última campaña (2014/15, posterior al período analizado en la tesis), en que la ocurrencia de lluvias extraordinarias determinó que buena parte del área agrícola de Bandera presente problemas de anegamiento, los productores mostraron mayor interés por cómo plantear el manejo de los cultivos para anticipar y reducir las pérdidas líquidas de agua. De hecho, estos aspectos se discutieron en una jornada organizada *ad hoc* por la AER Bandera del INTA (junio de 2015) con una importante convocatoria de productores locales. En esta jornada se trató la problemática del anegamiento sobre la siembra, desarrollo y cosecha de los cultivos, pero prácticamente no se trató el potencial riesgo de salinización regional que el ascenso del nivel freático supone (Nicolás Bertram, INTA-Marcos Juárez, comunicación personal).

El análisis temporal de las simulaciones del Capítulo 4 indica que los eventos importantes de drenaje que pueden contribuir a la recarga freática en los sitios desmontados (como el de la campaña 2014/15), no ocurren todos los años, sino episódicamente en determinadas campañas (Zhang et al. 1999, Keating et al. 2002, Yee Yet y Silburn 2003). Aunque los excesos hídricos se deben en buena medida a eventos de precipitación extremos e impredecibles, las condiciones del año antecesor, a través del agua residual almacenada en el suelo, pueden tener un efecto importante sobre la ocurrencia y magnitud del drenaje en años húmedos. Desde otro punto de vista, el agua almacenada en el suelo puede constituir un componente importante de la oferta hídrica para los cultivos, reduciendo el riesgo productivo de los planteos agrícolas o permitiendo la implementación de esquemas de manejo más intensivos que, a su vez, reduzcan la propensión al drenaje (Sadras et al. 2003, Sadras y Roget 2004, Hochman et al. 2009). A diferencia de la precipitación cuya ocurrencia es estocástica, el agua en el suelo es un parámetro medible que permite reducir la incertidumbre de la oferta hídrica de cada campaña (Grassini et al. 2010). En concordancia con la **hipótesis 6**, las simulaciones del Capítulo 4 mostraron que con el empleo de secuencias de cultivo flexibles, que apliquen esquemas de cultivos más intensivos cuando la oferta hídrica esperada es alta, pueden lograrse reducciones muy significativas del drenaje sin aumentar demasiado el riesgo productivo. Como también se planteó en la hipótesis, la utilidad y posibilidad de implementar estrategias flexibles varía en la región de estudio, siendo recomendables para las localidades más húmedas, donde tanto el riesgo productivo como el hidrológico pueden ser importantes, pero menos útiles en localidades secas, donde las condiciones climáticas (poca precipitación y alta ET_0) determinan un alto riesgo productivo todos los años y una muy baja probabilidad de drenaje. La alta variabilidad interanual en el contenido hídrico inicial del suelo en los márgenes más húmedos del Chaco, donde el riesgo hidrológico es más alto y donde se podrían intensificar los planteos agrícolas con menor impacto sobre el riesgo productivo, justificaría el desarrollo y promoción de este tipo de estrategias.

5.2 Consideraciones sobre la metodología empleada

El abordaje de este trabajo se realizó mediante una combinación de herramientas y mediciones que permitieron complementar información de utilidad eco-hidrológica, principalmente la estimación del drenaje (o la recarga), en diversas escalas espaciales y temporales (Scanlon et al. 2002). Los análisis de la tesis fueron de lo particular a lo general, comenzando con las estimaciones más precisas a escala lote/sublote derivadas de mediciones de campo (Capítulo 2); pasando por balances hidrológicos para el análisis a escala departamental basados en información edafoclimática y biofísica (estimada a partir de sensores remotos) muy detallada (250-500 m, 1-16 días) (Capítulo 3); y finalizando con simulaciones de extensión regional basadas en datos edafoclimáticos de menor detalle (0,5° x 0,5°, mensual; New et al. 2002) y parámetros preestablecidos para la dinámica de la cobertura de los cultivos (Capítulo 4). Cada una de estas aproximaciones presenta sus virtudes y debilidades, existiendo en términos generales un compromiso entre la precisión de las estimaciones y su posibilidad de extrapolación en el tiempo y el espacio (Crosbie et al. 2010).

Las estimaciones basadas en trazadores ambientales como el cloruro permitieron integrar la historia de drenaje de largos períodos de tiempo (décadas) y fueron idóneas para analizar las consecuencias del reemplazo de los sistemas naturales semiáridos por cultivos y pasturas (Allison et al. 1994, Scanlon et al. 2002, Scanlon et al. 2006). Sin embargo, al tratarse de una medición integrada en el tiempo, no permitieron analizar la variabilidad interanual del drenaje, producto del clima y su interacción con el manejo de los cultivos (Diaz-Ambrona et al. 2005, Dripps y Bradbury 2007). A su vez, estas mediciones pueden ser muy sensibles a la variabilidad espacial, aún a escala de lote (Cook et al. 1989, Walker et al. 2002), por lo que debieron complementarse con mediciones geoelectricas calibradas localmente para verificar su representatividad (Scanlon et al. 1999).

Las mediciones continuas del nivel freático con transductores de presión resultaron de muy alto valor no sólo para verificar y cuantificar directamente la recarga (y descarga) freática con una resolución temporal muy detallada (diaria a subdiaria), sino además para diferenciar la capacidad de la vegetación de acceder y utilizar la napa freática y cuantificar procesos de descarga subsuperficial. Sin embargo, estas estimaciones no pueden extrapolarse fuera del período de medición (Scanlon et al. 2002), ni a lotes de manejo y condición hidrológica diferentes (Mercau et al. 2015; en prensa). La naturaleza episódica del drenaje, y su sensibilidad a eventos de precipitación extremos, determinan la necesidad de un registro temporal mucho más largo para lograr una estimación drenaje representativa de cada combinación suelo-manejo (Keating et al. 2002).

Los modelos de simulación del balance hídrico representaron las únicas herramientas que permitieron analizar la variabilidad espacial y temporal de los principales controles del drenaje (clima, vegetación y suelo), y sus interacciones, a escala departamental y regional (Keating et al. 2002, Walker et al. 2002, Yee Yet y Silburn 2003, Gong et al. 2012, Bennett et al. 2013). El balance departamental mostró consistencias con las estimaciones obtenidas de mediciones de campo (drenaje estimado: 0 - >50 vs. 0 - >87 mm año⁻¹, respectivamente), aunque se requieren mediciones adicionales para una mejor calibración del modelo y aumentar la confiabilidad de las simulaciones (Tolmie y Silburn 2004). En particular, uno de los principales aspectos a estudiar e incorporar es la distribución horizontal y destino de la escorrentía, que podría contribuir al problema de *dryland salinity* a través de procesos

de recarga focalizada (Walker et al. 2002). Por su parte, las estimaciones del balance regional resultaron de suma utilidad para identificar las zonas más propensas a generar drenaje profundo, pero en general tendieron a subestimar el drenaje de los sistemas productivos. Por un lado, la integración espacial y temporal de las precipitaciones generaron un “suavizado” de los eventos de lluvia, reduciendo la magnitud y frecuencia de los eventos extremos de mayor incidencia sobre el drenaje. Por el otro, como la precipitación es mucho más variable que la evapotranspiración, la integración a escala mensual impide detectar grandes desbalances entre la oferta hídrica y la capacidad de consumo que ocurren en intervalos cortos (días) durante las épocas húmedas. A fin de evitar estos problemas, sería recomendable realizar los balances a escala diaria (Dripps y Bradbury 2007, Healy 2010) en la mayor cantidad de localidades posible y realizar luego interpolaciones con las estimaciones de drenaje. Desafortunadamente, la disponibilidad de datos climáticos de estas características en la región es generalmente escasa, incompleta y/o de poca extensión temporal (Busnelli et al. 2006, Amdan et al. 2013).

5.3 Situación de Bandera en relación al Chaco semiárido

Aunque las mediciones de campo y las simulaciones realizadas en Bandera indican un estado de alta vulnerabilidad hidrológica y riesgo de salinización secundaria, esta condición no puede extrapolarse directamente al resto del Chaco semiárido. Cada zona presenta características propias de clima, suelo, relieve y vegetación cuya combinación determina una vulnerabilidad diferencial al cambio de uso del suelo (Keating et al. 2002, Gong et al. 2012). La realización de análisis similares a los de Bandera en otros sitios del Chaco exceden a esta tesis. No obstante, resultados de éste y otros trabajos aportan elementos de juicio sobre los principales controles eco-hidrológicos (clima, vegetación y suelo) que permiten suponer que el riesgo de *dryland salinity* está extendido en diferentes puntos de la región.

Desde el punto de vista climático, las simulaciones del capítulo 4 indican que las zonas más propensas a generar drenaje profundo y recarga freática son las de mayor precipitación, ubicadas en los márgenes de la región, particularmente el del Oeste, donde la estacionalidad de las lluvias es más marcada. En concordancia, los informes de ascensos freáticos y salinización existentes en la región se concentran en las zonas de transición del Chaco semiárido con ambientes más húmedos, como el Este de Salta (Morales Poclava et al. 2011, pp: 850-900 mma; Amdan et al. 2013), Tucumán (pp:750 mma; Puchulu 2008) o el Este del Chaco Paraguayo (pp: 800 mma; Godoy 1995, Nitsch 1995, Nitsch 1998, Glatzle et al. 2001, Glatzle et al. 2006), y excepcionalmente también en áreas más secas bajo riego como el río Dulce en Santiago del Estero (Angella et al. 2001).

Desde el punto de vista edáfico, estos ambientes suelen presentar una alta concentración de sales en el perfil del suelo y en la napa freática, la cual puede encontrarse próxima a la superficie. Los mayores niveles de salinidad informados provienen del Chaco Paraguayo, hacia el este de las colonias menonitas, donde hay suelos bajo monte con $CE_e > 40 dS m^{-1}$ a partir del metro de profundidad y napas muy salinas ($CE \approx 50-80 dS m^{-1}$) entre 1 y 3 m de profundidad (Nitsch 1998, Glatzle et al. 2006). Si bien esta zona es naturalmente salina, el área afectada por salinización y el nivel freático se incrementaron sustancialmente luego del desmonte progresivo para el establecimiento de pasturas desde la década de 1960. El alto nivel de sales de la napa

freática (más del doble que la de Bandera) y su cercanía a la superficie (parcialmente expuesta a procesos de capilaridad y evaporación) hacen que esta zona sea especialmente vulnerable al proceso de *dryland salinity* (Nitsch 1995, Glatzle et al. 2001). Por otro lado, en el este de Salta, donde la napa freática se encuentra a mayor profundidad (12-20 m), Amdan et al. (2013) midieron en un sitio bajo el monte una cantidad de sales algo inferior a la de Bandera (5-8 vs 7-15 gCl⁻¹ L⁻¹ de solución de suelo) y una napa freática más salina (CE: 41 vs. 30,4±1,8 dS m⁻¹) a 5 m de la superficie.

Lotes adyacentes bajo agricultura de secano y con riego presentaron perfiles lavados de cloruros y niveles freáticos a 3,5 y 2 m de profundidad, respectivamente, evidenciando síntomas de drenaje profundo y recarga freática. Comparativamente, los suelos de Salta presentan más arena (30% vs. 10%) y, por lo tanto, menor capacidad de retención hídrica que los suelos de Bandera. Esto, sumado a una mayor estacionalidad en las precipitaciones, determinaría una mayor frecuencia y magnitud de los eventos de drenaje a igualdad de precipitaciones y manejo agrícola.

En cuanto a la vegetación, evidencias tanto del este de Salta (Amdan et al. 2013) como del Chaco Paraguayo (Glatzle et al. 2006) corroboran que, como en Bandera, el monte nativo utiliza exhaustivamente el agua de lluvia y no presenta drenaje. Esto implica que la vulnerabilidad hidrológica del Chaco semiárido no está dada por las características de la vegetación nativa sino por aquellas de la vegetación de reemplazo. El riesgo será tanto mayor cuanto mayor sea la intensidad del desmonte (proporción de la superficie desmontada), la historia de desmonte (la cantidad de años que el sitio lleva desmontado) y la tasa de drenaje (o menor capacidad evapotranspirativa) de los agroecosistemas de reemplazo. Por su mejor condición productiva, las mayores intensidades e historia de desmonte ocurren en las zonas de mayor precipitación, más propensas a generar drenaje (Elena et al. 2012, Vallejos et al. 2014). Ejemplos de ello, son los departamentos del Este de Tucumán donde prácticamente no queda superficie apta para cultivos sin desmontar (Recatalá Boix y Zinck 2008b), o el área de estudio de esta tesis, Bandera (departamentos Belgrano y Gral. Taboada), que presentan superficies considerables desmontadas antes de 1976; también sitios de historia de desmonte más reciente, pero de muy alta tasa desde el 2000, como ser los departamentos Moreno (E de Santiago del Estero), Anta y San Martín (Salta) o Boquerón en Paraguay (Vallejos et al. 2014). Salvo por las estimaciones de Amdan et al. (2013), no existen en la región estimaciones de drenaje de los agroecosistemas. Estos autores estimaron, para las condiciones edafoclimáticas del Este de Salta, tasas de drenaje de 27-87 mm año⁻¹ en sistemas agrícolas y de sólo 10 mm año⁻¹ en sistemas pastoriles. Estas estimaciones son coherentes con las obtenidas a partir de mediciones de campo (Capítulo 2; Cuadro 2.3) o con sensores remotos (Capítulo 3) en Bandera, e indican que cuanto mayor sea la relación de uso agrícola: pastoril del área desmontada, mayor será su riesgo hidrológico. De esta manera, frentes activos de expansión agrícola como Bandera o Moreno (E de Santiago del Estero) presentarían un componente de riesgo mayor que los departamentos del este de Salta o Boquerón, donde las áreas de desmonte más reciente se están asignando a sistemas pastoriles (Houspanossian et al. , Adámoli et al. 2011).

De lo anterior se desprende que es muy difícil establecer cuantitativamente qué áreas del Chaco presentan mayor o menor vulnerabilidad eco-hidrológica. Sitios como el Este del Chaco Paraguayo, que presenta un balance hídrico muy negativo (la evapotranspiración potencial es mucho menor que la precipitación) y una alta proporción de pasturas, son especialmente vulnerables por la salinidad y nivel de la napa freática. Por otro lado, en sitios como el este de Salta la cantidad y la

estacionalidad de las lluvias, la textura del suelo y el área con cultivos agrícolas en secano y riego (y las variaciones de su manejo) serían los principales factores de riesgo. En el área de estudio, Bandera, coexisten condiciones predisponentes de clima (alta precipitación y baja ET_0 , en relación al resto de la región), suelo (suelos y napas salinas, naturalmente cercanas a la superficie) y vegetación (poco remanente del bosque nativo, muy alta proporción de cultivos agrícolas con sitios de larga historia de desmonte) que hacen suponer que los primeros síntomas de salinización secundaria no tardarán en aparecer, más aun considerando las condiciones climáticas que dieron lugar a la inundación de la última campaña (2014/15). El seguimiento de la evolución ecohidrológica de este sitio de estudio servirá para anticipar las consecuencias del cambio de uso en sitios menos transformados y/o de historia de desmonte más reciente.

5.4 Lecciones y reflexiones de la tesis

Desde el punto de vista científico, los principales aportes de esta tesis consisten no sólo en haber detectado oportunamente un potencial problema de degradación de tierras en la región, producto del aumento de la recarga freática (con las primeras evidencias directas de mediciones de campo), sino además en reconocer el importante rol que los relictos de monte nativo pueden desempeñar en el control hidrológico del sistema, no sólo por minimizar la recarga sino además por su capacidad de consumir napa freática salada, y en analizar detalladamente cómo el manejo de los cultivos en los sitios desmontados, y por ende las decisiones que año a año toman los productores, pueden contribuir a la regulación hidrológica.

Los resultados recabados a lo largo de la tesis sugieren que si bien un mejor ajuste de la intensidad de los esquemas agrícolas a la oferta hídrica permitiría una reducción significativa del drenaje, en sitios como Bandera y en años muy húmedos, ninguno de los esquemas de cultivo evaluados sería capaz de lograr la condición de drenaje nulo que presenta el monte nativo (Zhang et al. 1999, Walker et al. 2002, Pannell y Ewing 2006). En otras palabras, las estrategias de manejo flexible podrían contribuir a demorar el desarrollo y expresión de la salinización secundaria en el Chaco pero probablemente no alcancen para impedirla (Tolmie et al. 2003). Este mensaje tiene importantes implicancias para diferentes sectores de la sociedad: Para los grupos conservacionistas, interesados en la preservación del bosque seco del Chaco, el rol de la vegetación nativa en la regulación hidrológica representa un argumento muy válido para detener o reducir la deforestación en los frentes de avance agrícola de la región más vulnerables (Nitsch 1998, Jobbágy 2011). Para los gestores del territorio, esta información puede ser de utilidad tanto para la zonificación de áreas prioritarias para la conservación como para la regulación de las áreas productivas respecto a la cantidad, ubicación y distribución de las áreas que pueden ser deforestadas y las prácticas agronómicas más recomendables según la fragilidad de los ambientes (Glatzle et al. 2001). Para los productores agropecuarios, en particular los de zonas de mayor intensidad de deforestación, el inminente riesgo de deterioro de la productividad y la imposibilidad de manejarlo con las prácticas agrícolas actuales, implica la necesidad y el desafío de rediseñar sistemas productivos más adecuados a la vulnerabilidad hidrológica de la región (Jobbágy et al. 2008).

Para reducir el riesgo de salinización secundaria, las prácticas de manejo deberían apuntar no sólo a minimizar el drenaje sino, además, a evitar la recarga. Esto podría lograrse manteniendo relativamente seca la zona vadosa del suelo por debajo de las raíces de los cultivos, de modo de aumentar la capacidad del suelo de almacenar

eventuales excesos hídricos antes de que éstos alcancen la napa freática (Brown et al. 1982, Daniels 1987, Halvorson 1988, Tomer et al. 1988, Dunin et al. 1999, Asbjornsen et al. 2008). La inclusión oportuna de especies perennes de raíces profundas, capaces de consumir los pulsos de drenaje que escapan esporádicamente del horizonte de exploración radical de los cultivos agrícolas, podría lograr este cometido (Dunin et al. 1999, Walker et al. 2002). Aunque hay cultivos anuales con mayor capacidad de exploración radical que otros (Black et al. 1981, Dardanelli et al. 1997, Merrill et al. 2002), su mayor inclusión en las rotaciones no lograría grandes diferencias en el consumo de humedad de estratos profundos (Farrington y Salama 1996), ya que la profundidad de enraizamiento máxima rara vez alcanza los 3m y se mantiene durante una ventana temporal corta, en la estación húmeda, cuando la disponibilidad de humedad en otros estratos del suelo (particularmente luego de campañas húmedas que generan drenaje) limita su utilización. (Canadell et al. 1996, Asbjornsen et al. 2008, Bah et al. 2009). Las pasturas y cultivos perennes serían más eficientes para secar la zona vadosa, ya que la longitud de su ciclo les permite desarrollar sistemas radicales más extensos y profundos y mantener la transpiración durante estaciones y campañas secas, posteriores al drenaje, contribuyendo al secado del perfil del suelo en profundidad e incluso deprimir napas someras (Dunin et al. 1999, Yee Yet y Silburn 2003, Pannell y Ewing 2006). A modo de ejemplo, la siembra de alfalfa en zonas de recarga ha sido una de las prácticas agronómicas más efectivas para deprimir los niveles freáticos y restaurar áreas afectadas por salinización secundaria (*saline seeps*) en las Grandes Llanuras de Norteamérica. En estos ambientes, las pasturas de alfalfa pueden alcanzar 6-7 m de profundidad en 4-5 años, y consumir una importante cantidad del agua del suelo, además de la de las lluvias, permitiendo la recuperación de áreas salinas en plazos relativamente cortos (5-7 años; Brown et al. 1982, Daniels 1987). Otra opción, obvia desde el punto de vista eco-hidrológico pero más difícil de implementar, es la reforestación con especies del monte nativo. Los resultados del Capítulo 2 muestran que estas especies no sólo son capaces de mantener una condición de drenaje nulo sino además de consumir y deprimir el nivel de napas de alta salinidad. No obstante, esta alternativa resulta socio-económicamente impracticable, en tanto no se encuentre un uso rentable y competitivo del monte y sus productos (Schofield 1992, Pannell y Ewing 2006). Además, su efectividad en el corto plazo es limitada, dados la superficie y el tiempo de crecimiento necesarios para que los árboles puedan ejercer el control hidrológico (Farrington y Salama 1996, George et al. 1999, Scanlon et al. 2007a).

Lo discutido hasta aquí sugiere que difícilmente puedan lograrse sistemas agropecuarios sustentables sin una mayor inclusión de especies perennes en el paisaje y/o en las rotaciones (Hatton y Nulsen 1999, Pannell y Ewing 2006). Esto implica que buena parte de los sistemas productivos debería cambiar de netamente agrícolas a sistemas mixtos agrícola-ganaderos, lo que requiere de un alto grado de aceptación, adopción y compromiso por parte de los productores para aplicar nuevos esquemas de manejo (de menor rentabilidad actual) que logren un efecto hidrológico sustancial (Worcester et al. 1975, Walker et al. 2002). Si bien los resultados del Capítulo 3 indican cierta flexibilidad y capacidad de adaptación de los productores locales a la variabilidad climática y los factores de mercado, la experiencia australiana indica que no puede esperarse una respuesta acorde de parte de los productores sin una activa participación del Estado en la difusión para la prevención del problema, el seguimiento de su evolución y en la implementación de políticas y subsidios tendientes a promover y desarrollar alternativas productivas rentables para su mitigación (Pannell 2001a, b, Pannell y Ewing 2006). Esto representa un gran desafío ya que, a diferencia de otras amenazas recurrentes como la sequía, el proceso de salinización secundaria no está

presente en el inconsciente de los productores y se desarrolla progresivamente sin manifestaciones claras hasta que alcanza un desarrollo avanzado de costoso y difícil manejo (Grundy et al. 2007).

Por fortuna, existen numerosos organismos que pueden contribuir a la difusión y concientización del riesgo de salinización secundaria en la región. Entre ellos se encuentran varias agencias de extensión del INTA distribuidas en el territorio (www.inta.gob.ar), universidades e institutos de investigación como el GEA (Grupo de Estudios Ambientales, www.gea.unsl.edu.ar), el LART (Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, www.agro.uba.ar/laboratorios/lart/) o el IER (Instituto de Ecología Regional, www.ier-unt.com.ar) y organizaciones de productores como los grupos CREA (www.crea.org.ar) y AAPRESID (www.aapresid.org.ar) en Argentina, o INTTAS en el Chaco Paraguayo (www.chaconet.com.py/inttas/index.htm). En materia de monitoreo, sería recomendable la instalación de redes freáticas en las áreas más vulnerables de la región (Capítulo 4) para el seguimiento del nivel y conductividad de la napa freática. Estas redes podrían componerse por freáticos instalados y monitoreados por instituciones como INTA (Morales Poclava et al. 2011, Paoli y Franzoni 2011) y por productores particulares. Recientemente se han publicado instructivos para la construcción y monitoreo de freáticos de bajo costo que servirían a este propósito (Franzoni 2011, Jobaggy y Mercau 2011). A su vez, existen plataformas de libre acceso, como la Red-Mate (Red de monitoreo de las Aguas del Territorio, www.red-mate.com.ar), que permiten incorporar, integrar y visualizar datos georreferenciados de profundidad freática, proporcionando información valiosa tanto para productores como para gestores del territorio. Complementariamente, balances hídricos basados en información remota, como el desarrollado en el Capítulo 3, pueden emplearse para monitorear regionalmente la evapotranspiración y el drenaje estimado de los sistemas agropecuarios, aprovechando la infraestructura y conocimiento en materia de sensores remotos tanto del INTA (PRORENOA, Proyecto de relevamiento de cultivos del Noroeste Argentino, <http://inta.gob.ar/documentos/monitoreo-de-cultivos-del-noroeste-argentino-a-traves-de-sensores-remotos/>), como del LART o la ONG Guyra Paraguay (www.guyra.org.py). Por otro lado, en contraste con lo que potencialmente puede hacerse en materia de difusión y monitoreo, poco es lo que se conoce sobre el manejo de la eco-hidrología de los sistemas agropecuarios de la región. Una posible vía agronómica para minimizar las pérdidas de agua que generan recarga freática, podría ser el uso alternado de cultivos agrícolas y pasturas combinando secuencias agrícolas flexibles, que minimicen el drenaje sin incrementar demasiado el riesgo productivo, con la inclusión oportuna de pasturas de raíces profundas, cuando se detectan pulsos importantes de drenaje profundo (Verburg et al. 2008). Futuras líneas deberían investigar las diferencias evapotranspirativas y de crecimiento radical de distintas especies de uso agrícola, forrajero o forestal, así como su capacidad de producir en condiciones salinas y de integrarse en esquemas productivos que permitan un mayor acople entre el consumo y la altamente variable oferta hídrica.

Por lo pronto, la detección y reconocimiento temprano del riesgo de salinización secundaria y sus potenciales consecuencias en la región justificaría una mayor regulación de la deforestación e, idealmente, contribuiría a ajustar las prácticas de manejo actuales para minimizar o postergar el daño. Por el contrario, si se mantienen las tendencias actuales en el cambio de uso de la tierra y se demora la aplicación de medidas de regulación el problema será cada vez más grave y difícil de controlar (Halvorson y Richardson 2012).

Apéndice I: Tendencias en el manejo del cultivo de Soja

A partir de la información proporcionada por el CREA-Bandera, se analizaron las principales prácticas empleadas en el manejo del cultivo de soja, el más difundido en el área de estudio, durante buena parte del período analizado en este trabajo. En total se recopiló información de 8 campañas agrícolas, de cada una de las cuales se relevaron entre 10.000 y 20.000 hectáreas. A continuación se detalla cómo fueron evolucionando las prácticas de manejo agrícola que, por su efecto en la estacionalidad de los cultivos, tendrían mayor implicancia ecohidrológica. Estas son: la elección de la fecha de siembra, la elección de la longitud del ciclo o Grupo de Madurez y la incorporación de la soja en la rotación como sistemas de simple o doble-cultivo.

I.1 Fecha de siembra

Si se considera todo el período analizado, el rango explorado de fechas de siembra para el cultivo de soja se extendió en una ventana de ~5 meses, desde las siembras más tempranas de fines de septiembre hasta las más tardías de fines de febrero (Fig. I.1). Esta extensa ventana se encontraba bien representada en la campaña 2003/04, con siembras distribuidas entre octubre, noviembre, diciembre y enero, mientras que las siembras de septiembre y febrero, como en el resto de las campañas, representaron unos pocos casos extremos (anteriores al percentil 5 y posteriores a P95, respectivamente). Durante las campañas siguientes, la tendencia general fue la de concentrar las siembras más tardíamente: desde la campaña 2005/06 en adelante, ~90% de la superficie sembrada se concentró entre los meses de diciembre y enero, las siembras de octubre pasaron a ser unos pocos casos aislados de algunas campañas (2006/07 a 2008/09) y las de noviembre representaron normalmente un 5-10% del área sembrada. El mes de diciembre fue el que representó la mayor proporción de la siembra en todas las campañas (35-85%), excepto en 2008/09 en que ~80% de la soja se sembró en el mes de enero.

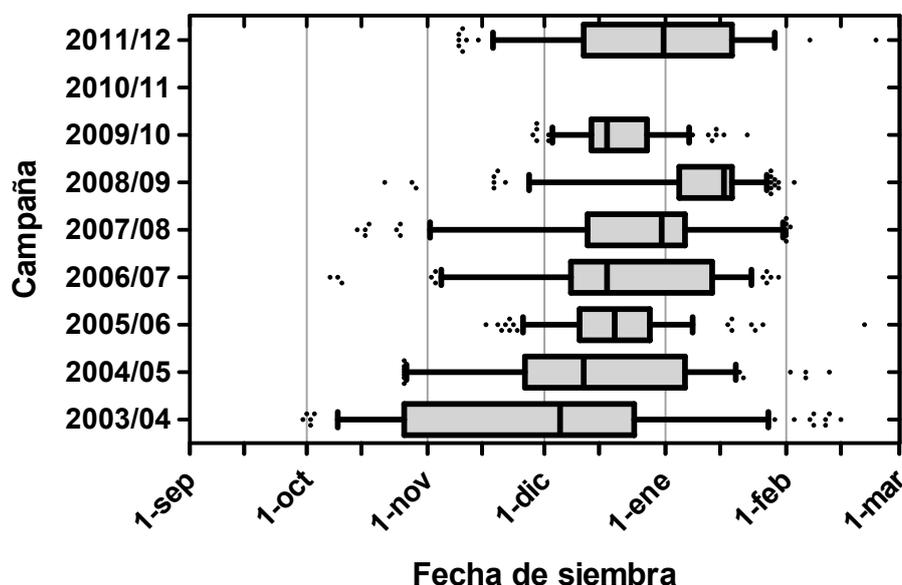


Figura I.1: Fecha de siembra de soja de primera de lotes de producción del CREA-Bandera (8 campañas). Las cajas del boxplot representan las fechas de siembra correspondientes al percentil 25 (P25), la mediana (P50) y el percentil 75 (P75) de cada campaña, los extremos de los segmentos los percentiles 5 y 95, y los puntos las fechas extremas menores a P5 y mayores a P95.

1.2 Longitud de ciclo

Las variedades comerciales de soja se agrupan en “grupos de madurez (GM)” de acuerdo a la duración de su ciclo y, más específicamente, de la etapa siembra-floración (S-R1). Este agrupamiento refleja la respuesta de los cultivares a la temperatura y fotoperíodo combinados de modo que, en una misma fecha de siembra y a igualdad de condiciones ambientales, la duración de la etapa S-R1 es más larga cuanto mayor es el grupo de madurez (de la Vega y de la Fuente 2003).

De acuerdo a la información provista por el CREA Bandera, en el área de estudio se ha utilizado un rango relativamente amplio de grupos de madurez de soja, siendo los cultivares de GMIV los más cortos y los de GMVIII los más largos (Fig. I.2). Durante las primeras campañas (2003/04 y 2004/05), la superficie sojera se distribuía en forma relativamente equitativa entre grupos cortos y largos: la mitad del área se sembraba con los grupos más largos GMVII y GMVIII (~12% y ~38%, respectivamente), ~25% con el grupo más corto (GMIV) y el 25% restante se distribuía entre los grupos intermedios GMV y GMVI. En las siguientes campañas, la importancia de los grupos largos fue incrementándose hasta alcanzar ~90% del área sembrada en 2009/10 (~70% de GMVIII) mientras que el grupo más corto GMIV prácticamente desapareció de los sistemas productivos a partir de la campaña 2007/08. Dentro de los grupos intermedios, GMV fue gradualmente desplazando a GMVI, que era más sembrado en las primeras campañas. En la última campaña analizada, la incidencia de los grupos largos se redujo parcialmente pero sigue siendo dominante con ~75% del área sembrada, siguiéndole en importancia el GMV con cerca del 20%.

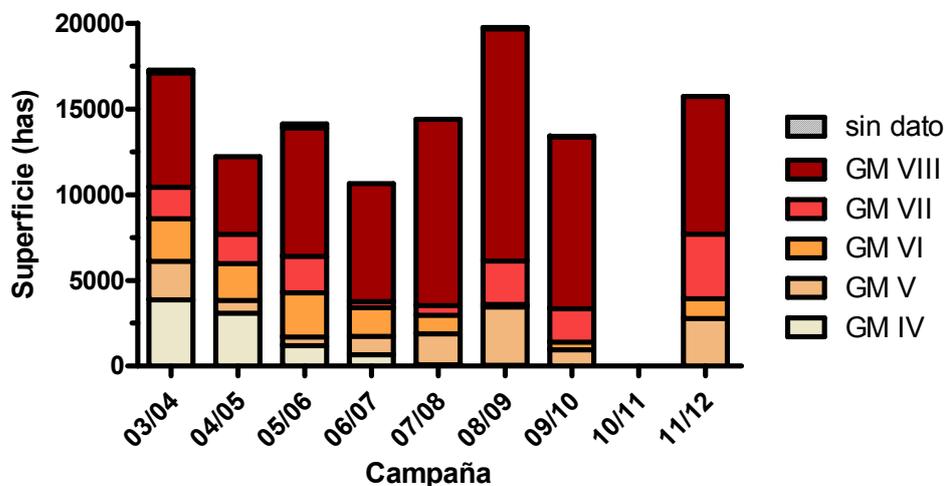


Figura I.2: Grupos de madurez de soja utilizados por los productores del CREA Bandera durante las 8 campañas analizadas.

Dado que la tasa de desarrollo de la soja depende de la fecha de siembra (que define las condiciones de fotoperíodo y temperatura exploradas por el cultivo) y del grupo de madurez (que determina la sensibilidad con que los distintos genotipos responden a estos factores del ambiente), se empleó la información de la base de datos CREA para analizar cómo la combinación de estas dos decisiones de manejo determina la duración efectiva del ciclo del cultivo en el área de estudio (Fig. I.3). Como era de esperar, la duración del ciclo (calculada como la diferencia entre las fechas de siembra y cosecha) disminuye conforme se atrasa la fecha de siembra y los cultivos exploran, en

promedio, condiciones más inductivas de fotoperíodo y mayor temperatura. En las variedades más sensibles (GMVIII) esta diferencia llegó a superar los 100 días entre fechas extremas (i.e. >200 d en siembras antes de noviembre, ~100 d en siembras de febrero) mientras que en las variedades menos sensibles (GMIV) la longitud del ciclo prácticamente no varía en todo el rango de fechas de siembra explorado (~120d). De esta manera, las diferencias en ciclo entre grupos de madurez son notorias en las fechas de siembra más tempranas (i.e. >50 días entre GMIV y GMVIII a principios de noviembre), pero son muy pequeñas en siembras tardías de enero febrero cuando todos los genotipos presentan un ciclo relativamente corto (100-125 días).

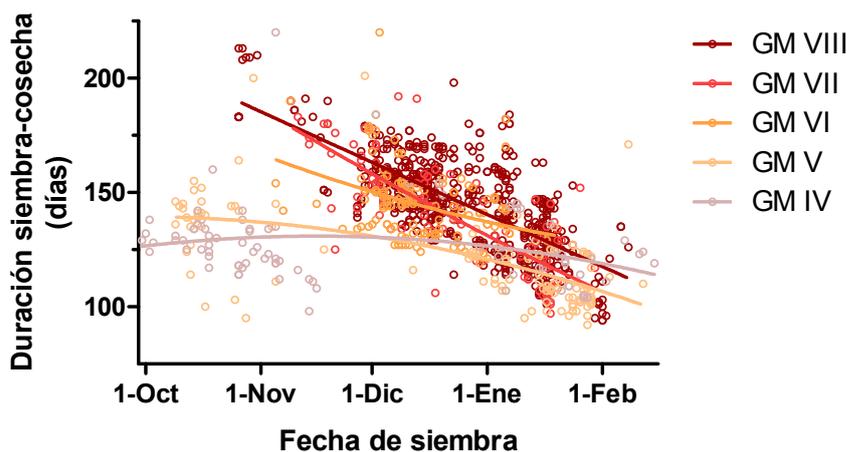


Figura I.3: Efecto de la fecha de siembra sobre la duración del ciclo de diferentes grupos de madurez de soja (GM), estimada como el tiempo transcurrido entre la siembra y la cosecha del cultivo. Las líneas representan la función de ajuste de un modelo cuadrático para cada GM.

I.3 Utilización en sistemas de doble cultivo

A partir de la información del cultivo antecesor a soja en los datos de CREA-Bandera, pudo establecerse la superficie del cultivo que se sembró como cultivo de primera (cultivo simple) o como cultivo de segunda después de la cosecha de trigo en sistemas de doble-cultivo. Asumiendo que la proporción de cultivos antecesores en los lotes en que no se reportó el antecesor (sin dato) es similar a la de aquellos en que sí se reportó, se estima que ~40% de la soja de la campaña 2003/04 fue empleada en sistemas de doble-cultivo (Fig. I.4). Esta proporción fue decreciendo hasta llegar a ~10% en 2007/08 y hacerse nula en las dos campañas siguientes (2008/09 y 2009/10). En la campaña 2010/11 el doble cultivo trigo-soja vuelve a hacerse presente (una proporción de la soja que antecede al cultivo en 2011/12 es soja de segunda), y en la campaña 2011/12 alcanza ~25% del área sembrada con soja.

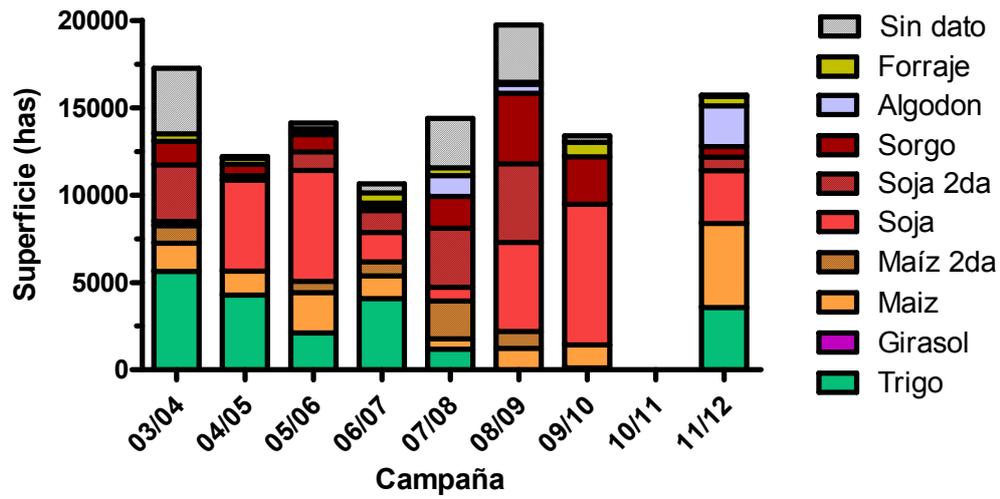


Figura I.4: Cultivos antecesores a la soja en los lotes de producción de la red de ensayos del CREA Bandera durante las 8 campañas analizadas.

Apéndice II: Validación de la clasificación de coberturas por sensores remotos

II.1 Validación a escala departamental

Para evaluar la validez de las clasificaciones de coberturas realizadas en este trabajo, las estimaciones logradas se contrastaron con otras fuentes de información independientes de escala departamental. Tanto el área agrícola total como el área asignada a cultivos invernales guardaron buena relación con las estimaciones departamentales oficiales del SIIA y ProReNOA (Fig. II.1). El área agrícola total (calculada como la suma del área de todos los Grupos Fenológicos de Cultivos en cada campaña) estuvo altamente correlacionada con las estimaciones oficiales del área sembrada con cultivos estivales (suma del área de girasol, sorgo, maíz, soja, algodón y poroto; el trigo no fue considerado porque normalmente forma parte de doble-cultivos) en el período de estudio, con una diferencia media entre estimaciones de apenas 37.000 hectáreas (coeficiente de correlación $r=0,9$; $P<0,0001$). Por su parte, el área sembrada con cultivos invernales (suma del área de **Inv** e **InVer**) estuvo altamente correlacionada con las estimaciones oficiales del área sembrada con trigo ($r=0,96$, $P<0,0001$).

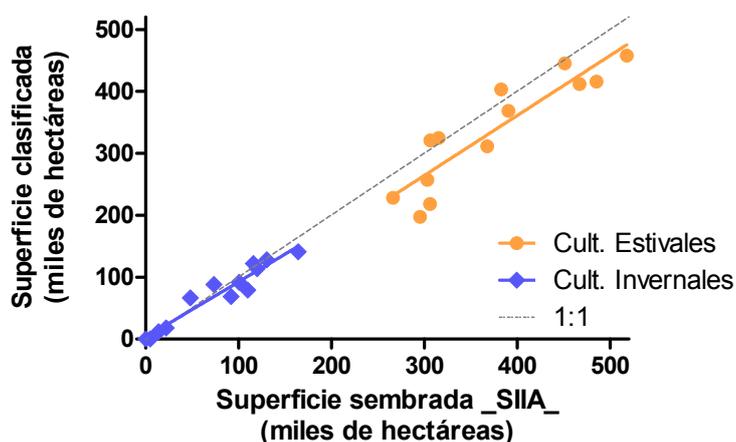


Figura II.1: Relación entre la superficie sembrada con cultivos invernales (azul) o estivales (naranja) estimada con sensores remotos y la reportada en estadísticas oficiales de SIIA y ProReNOA (campañas 2001/02-2013/13, departamentos Gral. Taboada y Belgrano). El área de cultivos invernales se calculó como la suma del área de los Grupos Fenológicos **Inv** e **InVer**, en la clasificación por sensores remotos, y como el área sembrada con trigo en las estimaciones departamentales. El área de cultivos estivales se calculó como la sumatoria del área ocupada por todos los Grupos Fenológicos de Cultivos en la clasificación, y la suma del área sembrada con girasol, sorgo, maíz, soja, algodón y poroto en las estimaciones departamentales.

II.2 Validación de la clasificación por Grupos Fenológicos, con datos de lotes de producción

La precisión general de la clasificación en Grupos Fenológicos de Cultivos y pasturas se evaluó mediante la matriz de error o de confusión con la que se calculó, además, la precisión y confiabilidad de la clasificación de cada clase (Congalton 1991). La precisión es la proporción de píxeles de una clase dada que fueron correctamente clasificados, mientras que su complemento, el error Tipo I o de omisión, es la proporción de los píxeles que fueron clasificados como de otra cobertura. La confiabilidad representa la probabilidad de que un píxel clasificado como de una clase dada, realmente sea de esa clase, mientras que su complemento, el error Tipo II o de

comisión, es la probabilidad de que los píxeles clasificados sean en realidad de otro tipo de cobertura. Dado que las clases **monte** y **suelo** no estaban presentes en la base de datos del CREA-Bandera, la precisión en la clasificación de estas coberturas no pudo ser evaluada con esta metodología.

La precisión general de la clasificación fue de un 82% (Cuadro II.1). Los Grupos Fenológicos de Cultivos (GFC) más representativos de la región **Prim**, **Ver**, **VerTe** **InVer** y los recursos forrajeros (**Past**) fueron clasificados con una precisión cercana o superior al 80%, mientras que los GFC **PrimVer** **Inv**, de menor presencia en el área de estudio, fueron los peor clasificados con una precisión de 46% y 0%, respectivamente. La mayor parte de los errores de clasificación estuvo asociada a errores por comisión de la clase **Past**, que se confundió en general con todas las clases (*i.e.* hubo píxeles en todas las clases que se clasificaron erróneamente como **Past**). **InVer** fue el GFC mejor clasificado, con errores de omisión asociados a **Past** (8%), **Ver** (3%) y **VerT** (3%), y sólo 5% de error de comisión. La clasificación errónea del doble-cultivo **InVer** como los cultivos simples **Ver** y **VerT**, ocurrió principalmente en campañas “malas” (2004/05, 2007/08 y 2011/12) en las que el componente invernal de **InVer** logró poco desarrollo de cobertura. Del mismo modo, en campañas “malas” también se clasificó erróneamente como **Prima** áreas de **PrimVer** a causa de un escaso desarrollo del componente estival del doble-cultivo **PrimVer**. Además de confundirse entre sí, los errores de omisión de **Prim** y **PrimVer** correspondieron fundamentalmente a la clase **Past**. Otras clases que se confundieron con cierta frecuencia fueron **Ver** y **VerT**. **Ver** se clasificó erróneamente como **VerT** fundamentalmente en campañas “malas”, posiblemente por un retraso en el desarrollo inicial del canopeo respecto a la fecha de siembra. Por su parte, **VerT** se clasificó erróneamente como **Ver** principalmente en campañas “buenas”, en las que una adecuada provisión de humedad pudo haber favorecido la emergencia de vegetación espontánea, antes de la siembra del cultivo.

Cuadro II.1: Matriz de confusión para evaluar la precisión de la clasificación por Grupos Fenológicos de Cultivos (GFC) y pasturas. Los números entre paréntesis indican el número de píxeles utilizados como verdades de campo en cada cobertura (las clases “bosque” y “suelo” no están presentes en la base de datos de los productores, por lo que su clasificación no pudo ser evaluada).

		Clasificación de cobertura							Precisión	Error Tipo I (omisión)
		Past	Inv	Prim	Ver	VerT	InVer	PrimVer		
Cobertura real (verdad de campo)	Past (2259)	1934	0	70	191	20	24	20	86%	14%
	Inv (22)	15	0	0	6	0	1	0	0%	100%
	Prim (390)	55	0	317	4	1	10	3	81%	19%
	Ver (1658)	118	0	22	1306	163	49	0	79%	21%
	VerT (2651)	289	0	6	189	2121	43	3	80%	20%
	InVer (3036)	243	1	10	100	77	2601	3	86%	14%
	PrimVer (123)	31	0	34	0	1	0	57	46%	54%
Total (10138)										
Confiabilidad		72%	0%	69%	73%	89%	95%	66%	82%	
Error Tipo II (comisión)		28%	100%	31%	27%	11%	5%	34%		

6. Bibliografía

- Abrol, I., J. S. P. Yadav, and F. Massoud. 1988. Salinity problems of the dryland regions. Pages 93-98 *FAO39_Salt-affected soils and their management*. Food & Agriculture Organization.
- Abunyewa, A. A., R. B. Ferguson, C. S. Wortmann, D. J. Lyon, S. C. Mason, S. Irmak, and R. N. Klein. 2011. Grain sorghum water use with skip-row configuration in the Central Great Plains of the USA. *African Journal of Agricultural Research* **6**:5328-5338.
- Aciar, L. 2012. Caracterización Ambiental Dpto. Metán Provincia de Salta. AAPRESID.
- Adámoli, J., R. Ginzburg, and S. Torrella. 2011. Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino: 1977-2010. Buenos Aires: FCEyN-UBA y Fundación Producir Conservando.
- 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**:447.
- Allison, G., P. Cook, S. Barnett, G. Walker, I. Jolly, and M. Hughes. 1990. Land clearance and river salinisation in the western Murray Basin, Australia. *Journal of Hydrology* **119**:1-20.
- Allison, G., G. Gee, and S. Tyler. 1994. Vadose-zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions. *Soil Science Society of America Journal* **58**:6-14.
- Allison, G. and M. Hughes. 1983. The use of natural tracers as indicators of soil-water movement in a temperate semi-arid region. *Journal of Hydrology* **60**:157-173.
- 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.
- Andrade, J., S. Poggio, M. Ermácora, and E. Satorre. 2015. Productivity and resource use in intensified cropping systems in the Rolling Pampa, Argentina. *European Journal of Agronomy* **67**:37-51.
- Andrade, J. F. and E. H. Satorre. 2015. Single and double crop systems in the Argentine Pampas: Environmental determinants of annual grain yield. *Field Crops Research* **177**:137-147.
- Angella, G. A., D. Prieto, and R. Soppe. 2001. Efecto del riego sobre la capa freática. Un estudio de caso en Santiago del Estero, Argentina. Pages 1-11 *in* III Encuentro de las Aguas: Agua, Vida y Desarrollo. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura IICA, Santiago de Chile.
- Asbjornsen, H., G. Shepherd, M. Helmers, and G. Mora. 2008. Seasonal patterns in depth of water uptake under contrasting annual and perennial systems in the Corn Belt Region of the Midwestern US. *Plant and soil* **308**:69-92.
- Bah, A. R., O. Kravchuk, and G. Kirchhof. 2009. Sensitivity of drainage to rainfall, vegetation and soil characteristics. *Computers and electronics in agriculture* **68**:1-8.
- 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*.
- Barbera, M. and D. Chávez. 2010. Sistemas de producción del Chaco semiárido. Ganadería y forestales.

- Barsky, A., G. Podestá, and F. R. Toranzo. 2008. Percepción de variabilidad climática, uso de información y estrategias de los agentes frente al riesgo. Análisis de esquemas decisionales en agricultores de la región pampeana argentina. *Mundo agrario* **8**:1-42.
- Bennett, S. J., T. F. Bishop, and R. W. Vervoort. 2013. Using SWAP to quantify space and time related uncertainty in deep drainage model estimates: A case study from northern NSW, Australia. *Agricultural Water Management* **130**:142-153.
- Beresford, Q., H. Bekle, H. Phillips, and J. Mulcock. 2004. The salinity crisis - An overview. Pages 2-38 *The salinity crisis: landscapes, communities and politics*. University of Western Australia Press
- Bergsma, E. and L. Neder. 2006. Soil and management aspects. Pages 119-132 *in* J. A. Zinck, editor. *Land-use change and land degradation in the western Chaco*. International Institute for Geo-Information Science and Earth Information, Enschede, The Netherlands.
- Bert, F. E., E. H. Satorre, F. R. Toranzo, and G. P. Podestá. 2006. Climatic information and decision-making in maize crop production systems of the Argentinean Pampas. *Agricultural systems* **88**:180-204.
- Binici, T., A. A. Koç, C. Zulauf, and A. Bayaner. 2003. Risk attitudes of farmers in terms of risk aversion: A case study of lower Seyhan Plain farmers in Andana province, Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* **27**:305-312.
- Black, A., P. Brown, A. Halvorson, and F. Siddoway. 1981. Dryland cropping strategies for efficient water-use to control saline seeps in the northern Great Plains, USA. *Agricultural Water Management* **4**:295-311.
- Boletta, P. E., A. C. Ravelo, A. M. Planchuelo, and M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* **228**:108-114.
- Boote, K., J. Jones, G. Hoogenboom, and N. Pickering. 1998. The CROPGRO model for grain legumes. Pages 99-128 *Understanding options for agricultural production*. Springer.
- Bowden, L. 1979. Development of present dryland farming systems. Pages 45-72 *Agriculture in semi-arid environments*. Springer.
- Bravo, G., A. Bianchi, J. Volante, S. Alderete Salas, G. Semprovini, L. Vicini, M. Fernández, H. Lipshitz, and A. Piccolo. 1999. Regiones Agro-económicas del Noroeste Argentino. Page 7pp *in* I.-U. G. S. d. Estero, editor. *Primeras Jornadas de SIG.*, Santiago del Estero.
- Brown, B. G., R. W. Katz, and A. H. Murphy. 1986. On the economic value of seasonal-precipitation forecasts: The fallowing/planting problem. *Bulletin of the American Meteorological Society* **67**:833-841.
- Brown, P., A. Halvorson, F. Siddoway, H. Mayland, and M. Miller. 1982. Saline-seep diagnosis, control, and reclamation. US Department of Agriculture Conservation.
- Busnelli, J., L. d. V. Neder, and J. Sayago. 2006. Temporal dynamics of soil erosion and rainfall erosivity as geoindicators of land degradation in Northwestern Argentina. *Quaternary international* **158**:147-161.
- Caldas, M. M., D. Goodin, S. Sherwood, J. M. Campos Krauer, and S. M. Wisely. 2013. Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. *Journal of Land Use Science*:1-18.
- Calviño, P. and J. Monzon. 2009. Farming systems of Argentina: yield constraints and risk management. Pages 55-70 *Crop physiology*. Elsevier, Amsterdam.

- Canadell, J., R. Jackson, J. Ehleringer, H. Mooney, O. Sala, and E.-D. Schulze. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* **108**:583-595.
- Cao, X., J. Chen, B. Matsushita, and H. Imura. 2010. Developing a MODIS-based index to discriminate dead fuel from photosynthetic vegetation and soil background in the Asian steppe area. *International Journal of Remote Sensing* **31**:1589-1604.
- Capristo, P. R., R. H. Rizzalli, and F. H. Andrade. 2007. Ecophysiological Yield Components of Maize Hybrids with Contrasting Maturity. *Agronomy Journal* **99**:1111-1118.
- Caride, C., G. Pineiro, and J. M. Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **154**:23-33.
- Casas, R. R. 2007. Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria*.
- Cassman, K. G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **96**:5952-5959.
- Cassman, K. G., A. Dobermann, D. T. Walters, and H. Yang. 2003. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annual review of environment and resources* **28**:315-358.
- Caviglia, O., R. Melchiori, and V. Sadras. 2014. Nitrogen utilization efficiency in maize as affected by hybrid and N rate in late-sown crops. *Field Crops Research* **168**:27-37.
- Caviglia, O. and V. Sadras. 2001. Effect of nitrogen supply on crop conductance, water- and radiation-use efficiency of wheat. *Field Crops Research* **69**:259-266.
- Caviglia, O., V. O. Sadras, and F. H. Andrade. 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the South-eastern Pampas. *Field Crops Research* **149**:300-311.
- Caviglia, O. P. and F. H. Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean pampas: Capture and use efficiency of environmental resources. *The American Journal of Plant Sciences and Biotechnology* **1**.
- Caviglia, O. P., V. O. Sadras, and F. H. Andrade. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas: I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-*soybean*. *Field Crops Research* **87**:117-129.
- Clark, M. L., T. M. Aide, H. R. Grau, and G. Riner. 2010. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment* **114**:2816-2832.
- Clarke, C., R. George, R. Bell, and T. Hatton. 2002. Dryland salinity in south-western Australia: its origins, remedies, and future research directions. *Soil Research* **40**:93-113.
- Clarke, C., R. George, R. W. Bell, and R. J. Hobbs. 1998. Major faults and the development of dryland salinity in the western wheatbelt of Western Australia. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* **2**:77-91.
- Cleland, E. E., I. Chuine, A. Menzel, H. A. Mooney, and M. D. Schwartz. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution* **22**:357-365.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* **37**:35-46.

- Connor, D. J. 2004. Designing cropping systems for efficient use of limited water in southern Australia. *European Journal of Agronomy* **21**:419-431.
- Connor, D. J., R. S. Loomis, and K. G. Cassman. 2011a. Agricultural systems. Pages 3-22 in D. J. Connor, R. S. Loomis, and K. G. Cassman, editors. *Crop ecology: productivity and management in agricultural systems*. Cambridge University Press, New York.
- Connor, D. J., R. S. Loomis, and K. G. Cassman. 2011b. Strategies and tactics for rainfed agriculture. Pages 358-383 in D. J. Connor, R. S. Loomis, and K. G. Cassman, editors. *Crop ecology: productivity and management in agricultural systems*. Cambridge University Press, New York.
- Contreras, S., C. Santoni, and E. 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.
- Cook, P., G. Walker, and I. Jolly. 1989. Spatial variability of groundwater recharge in a semiarid region. *Journal of Hydrology* **111**:195-212.
- Cooper, P., J. Dimes, K. Rao, B. Shapiro, B. Shiferaw, and S. Twomlow. 2008. Coping better with current climatic variability in the rain-fed farming systems of sub-Saharan Africa: an essential first step in adapting to future climate change? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **126**:24-35.
- Corwin, D. and S. Lesch. 2005. Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and electronics in agriculture* **46**:11-43.
- Crosbie, R., I. D. Jolly, F. Leaney, C. Petheram, and D. Wohling. 2010. Review of Australian groundwater recharge studies. National Water Commission, CSIRO.
- Dalgliesh, N., M. Foale, and R. McCown. 2009. Re-inventing model-based decision support with Australian dryland farmers. 2. Pragmatic provision of soil information for paddock-specific simulation and farmer decision making. *Crop and Pasture Science* **60**:1031-1043.
- Dancette, C. and A. Hall. 1979. Agroclimatology applied to water management in the Sudanian and Sahelian zones of Africa. Pages 98-118 *Agriculture in semi-arid environments*. Springer.
- Daniels, R. 1987. Saline seeps in the Northern Great Plains of the USA and the Southern Prairies of Canada. in M. Wolman and F. Fournier, editors. *Land transformation in agriculture*. John Wiley & Sons Ltd.
- Dardanelli, J. L., O. A. Bachmeier, R. Sereno, and R. Gil. 1997. Rooting depth and soil water extraction patterns of different crops in a silty loam Haplustoll. *Field Crops Research* **54**:29-38.
- Dardanelli, J. L., I. Severina, and J. M. Andriani. 2010. Funcionalidad de raíces y agua del subsuelo. su rol en la optimización del riego suplementario. Seminario Internacional Potencial del Riego Extensivo en Cultivos y Pasturas. 1. 2010 08 17-18, 17 y 18 de agosto de 2010. Paysandú, Uruguay. UY.
- de la Vega, A. J. and E. de la Fuente. 2003. Elección de genotipos. Pages 317-349 in E. H. Satorre, R. L. Benech Arnold, G. A. Slafer, E. de la Fuente, D. J. Miralles, M. E. Otegui, and R. Savin, editors. *Producción de granos. Bases funcionales para su manejo*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.
- Debaeke, P. and A. Aboudrare. 2004. Adaptation of crop management to water-limited environments. *European Journal of Agronomy* **21**:433-446.
- Delin, G. N., R. W. Healy, M. K. Landon, and J. K. Böhlke. 2000. Effects of topography and soil properties on recharge at two sites in an agricultural field. Wiley Online Library.

- Devani, M., L. Ploper, and D. Pérez. 2007. Evolución y estado actual de la producción de soja en el noroeste argentino.
- Devani, M. R., F. Ledesma, and J. M. Lenis. 2006. Comportamiento de los cultivares comerciales de soja en la región del noroeste argentino. Pages 63-85 *in* M. R. Devani, F. Ledesma, J. M. Lenis, and L. D. Ploper, editors. Producción de soja en el noroeste argentino. EEAOC-AGD, Tucumán, Argentina.
- Diaz-Ambrona, C., G. O'Leary, V. Sadras, M. O'Connell, and D. Connor. 2005. Environmental risk analysis of farming systems in a semi-arid environment: effect of rotations and management practices on deep drainage. *Field Crops Research* **94**:257-271.
- Dissataporn, C., H. Narioka, P. Yamclee, and S. Arunin. 2001. Application of Electromagnetic Technique to Identify Recharge and Discharge Areas for Reforestation in Northeastern Thailand. *Soil Physical Conditions and Plant Growth (Japan)*.
- Dripps, W. and K. Bradbury. 2007. A simple daily soil–water balance model for estimating the spatial and temporal distribution of groundwater recharge in temperate humid areas. *Hydrogeology Journal* **15**:433-444.
- Dunin, F., J. Williams, K. Verburg, and B. Keating. 1999. Can agricultural management emulate natural ecosystems in recharge control in south eastern Australia? *Agroforestry Systems* **45**:343-364.
- Elena, H., Y. Noe, H. Paoli, L. Vale, C. Morale Proclava, J. Mosciaro, and J. Volante. 2012. Detección de zonas de riesgo ambiental por intensificación agrícola a escala regional. INTA Salta, Recursos Naturales, Laboratorio de Teledetección y SIG.
- Eva, H. D., A. S. Belward, E. E. De Miranda, C. M. Di Bella, V. Gond, O. Huber, S. Jones, M. Sgrenzaroli, and S. Fritz. 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology* **10**:731-744.
- Fadda, G. S. 2006. Prólogo. Pages 3-4 *in* M. R. Devani, F. Ledesma, J. M. Lenis, and L. D. Ploper, editors. Producción de soja en el noroeste argentino. EEAOC-AGD, Tucumán, Argentina.
- Farahani, H., G. Peterson, and D. Westfall. 1998a. Dryland cropping intensification: A fundamental solution to efficient use of precipitation. *Advances in agronomy (USA)*.
- Farahani, H., G. Peterson, D. Westfall, L. Sherrod, and L. Ahuja. 1998b. Soil water storage in dryland cropping systems: The significance of cropping intensification. *Soil Science Society of America Journal* **62**:984-991.
- Fariña Larroza, S. and D. Irrazábal Sosa. 1995. Sistemas de monitoreo para la evaluación de la recarga artificial en Filadelfia-Chaco Central. *in* 2do Simposio sobre aguas subterráneas y perforación de pozos en el Paraguay. San Lorenzo, Paraguay.
- Farrington, P. and R. Salama. 1996. Controlling dryland salinity by planting trees in the best hydrogeological setting. *Land degradation & development* **7**:183-204.
- Figueroa, R., C. Hernández, M. Morandini, M. R. Devani, and D. R. Pérez. 2006. El manejo de los suelos en el área productora de granos del noroeste argentino. Pages 95-107 *in* M. R. Devani, F. Ledesma, J. M. Lenis, and L. D. Ploper, editors. Producción de soja en el noroeste argentino. EEAOC-AGD, Tucumán, Argentina.
- Frankenberger Jr, W., M. Tabatabai, D. Adriano, H. Doner, D. Sparks, A. Page, P. Helmke, R. Loeppert, P. Soltanpour, and C. Johnston. 1996. Bromine, chlorine, and fluorine. Pages 833-867 *Methods of soil analysis. Part 3-chemical methods.*

- Franzoni, A. 2011. Instalación de red freaticométrica como herramienta para el monitoreo de la problemática asociada a niveles freáticos críticos. INTA EEA Salta.
- Freeman, L. A., M. C. Carpenter, D. O. Rosenberry, J. P. Rousseau, R. Unger, and J. S. McLean. 2004. Use of submersible pressure transducers in water-resources investigations. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Gardner, C., J. Bell, J. Cooper, W. Darling, and C. Reeve. 1991. Groundwater recharge and water movement in the unsaturated zone. Downing, RA, Wilkinson, WB (eds) *Applied Groundwater Hydrology*:54-76.
- Gasparri, N., H. Grau, and J. Gutierrez Angonese. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change* **23**:1605-1614.
- 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, R., D. McFarlane, and B. Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* **5**:6-21.
- George, R., R. Nulsen, R. Ferdowsian, and G. Raper. 1999. Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas—A survey of Western Australian sites. *Agricultural Water Management* **39**:91-113.
- GF_Instruments. Short guide for electromagnetic conductivity mapping. Geophysical Equipment and Services.
- Giménez, R., J. L. Mercau, J. Houspanossian, and E. Jobbágy. 2015. Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. *Journal of Arid Environments* **123**:81-92.
- Ginzburg, R., S. Torrella, and J. Adámoli. 2007. Cuantificación y análisis regional de la expansión agropecuaria en el Chaco Argentino. Pages 28-38 in M. Pacha, S. Luque, L. Galetto, and L. Iverson, editors. *Understanding Biodiversity Loss: An overview on Forest Fragmentation in South America IALE Landscape Research and Management papers*. International Association of Landscape Ecology.
- Glatze, A. 2009. *Sistemas productivos en el Chaco Central Paraguayo: Características, Particularidades*. Asuncion, Paraguay: INTTAS.
- Glatzle, A., L. Reimer, G. Roth, and J. C. Nuñez. 2006. Dinámica de la napa acuífera salobre a lo largo de gradientes espaciales (campo bajo–monte–pastura). INTTAS, Loma Plata, Paraguay.
- Glatzle, A., R. Schultze-Kraft, and R. Mitlöhner. 2001. Potential Role of Native Bush in the Chaco for Mitigation of Dryland Salinity in Grassland. Pages 24-02 in XIX International Grassland Congress, Piracicaba, Brasil.
- Glatzle, A. and D. Stosiek. 2001. Country pasture/forage resource profiles Paraguay. FAO. Retrieved from: <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Counprof/Paraguay/paraguay.htm>.
- Glenn, E. P., A. R. Huete, P. L. Nagler, and S. G. Nelson. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors* **8**:2136-2160.
- Godoy, E. 1995. Consideraciones sobre la evolución del nivel de agua subterránea del Chaco paraguayo. 2º Simposio sobre aguas subterráneas y perforación de pozos en el Paraguay, San Lorenzo, Paraguay.
- Gong, H., Y. Pan, and Y. Xu. 2012. Spatio-temporal variation of groundwater recharge in response to variability in precipitation, land use and soil in Yanqing Basin, Beijing, China. *Hydrogeology Journal* **20**:1331-1340.

- González Amarilla, M. 2005. Improved Farming Systems for the Central Chaco of Paraguay: Some case studies. Lincoln University, Christchurch, New Zealand.
- Gordon, L. J., G. D. Peterson, and E. M. Bennett. 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:211-219.
- Grassini, P., A. J. Hall, and J. L. Mercau. 2009. Benchmarking sunflower water productivity in semiarid environments. *Field Crops Research* **110**:251-262.
- Grassini, P., L. G. van Bussel, J. Van Wart, J. Wolf, L. Claessens, H. Yang, H. Boogaard, H. de Groot, M. K. van Ittersum, and K. G. Cassman. 2015. How good is good enough? Data requirements for reliable crop yield simulations and yield-gap analysis. *Field Crops Research* **177**:49-63.
- Grassini, P., J. You, K. G. Hubbard, and K. G. Cassman. 2010. Soil water recharge in a semi-arid temperate climate of the Central US Great Plains. *Agricultural Water Management* **97**:1063-1069.
- Grau, H. R., T. M. Aide, and N. I. Gasparri. 2005a. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **34**:265-266.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, and T. M. Aide. 2005b. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* **32**:140-148.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, and T. M. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* **14**:985-997.
- Gregory, P., J. S. Ingram, R. Andersson, R. Betts, V. Brovkin, T. Chase, P. Grace, A. Gray, N. Hamilton, and T. Hardy. 2002. Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **88**:279-290.
- Grundy, M. J., D. M. Silburn, and T. Chamberlain. 2007. A risk framework for preventing salinity. *Environmental Hazards* **7**:97-105.
- Guerschman, J., J. Paruelo, C. D. Bella, M. Giallorenzi, and F. Pacin. 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing* **24**:3381-3402.
- Halvorson, A. 1984. Saline-seep reclamation in the northern Great Plains. *TRANS. AM. SOC. AGRIC. ENG.* **27**:773-778.
- Halvorson, A. 1988. Role of Cropping Systems in Environmental Quality: Saline Seep Control. Pages 179-191 in W. Hargrove, editor. *Cropping Strategies for Efficient Use of Water and Nitrogen*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Halvorson, A. and J. Richardson. 2012. Management of Dryland Saline Seeps. Pages 561-589 in W. Wallender and K. Tanji, editors. *Agricultural Salinity Assessment and Management: Second Edition*. American Society of Civil Engineers.
- Hall, A., C. Feoli, J. Ingaramo, and M. Balzarini. 2013. Gaps between farmer and attainable yields across rainfed sunflower growing regions of Argentina. *Field Crops Research* **143**:119-129.
- Hall, A., K. Foster, and J. Waines. 1979. Crop adaptation to semi-arid environments. Pages 148-179 *Agriculture in semi-arid environments*. Springer.

- Hammer, G., J. Hansen, J. Phillips, J. Mjelde, H. Hill, A. Love, and A. Potgieter. 2001. Advances in application of climate prediction in agriculture. *Agricultural systems* **70**:515-553.
- Hansen, J. W., A. Challinor, A. V. M. Ines, T. Wheeler, and V. Moron. 2006. Translating climate forecasts into agricultural terms: advances and challenges. *Climate Research* **33**:27-41.
- Hansen, J. W., A. Mishra, K. Rao, M. Indeje, and R. K. Ngugi. 2009. Potential value of GCM-based seasonal rainfall forecasts for maize management in semi-arid Kenya. *Agricultural systems* **101**:80-90.
- Hansen, M. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* **1244693**:342.
- Hansen, N. C., B. L. Allen, R. L. Baumhardt, and D. J. Lyon. 2012. Research achievements and adoption of no-till, dryland cropping in the semi-arid US Great Plains. *Field Crops Research* **132**:196-203.
- Hanson, J., M. Liebig, S. Merrill, D. Tanaka, J. Krupinsky, and D. Stott. 2007. Dynamic cropping systems: increasing adaptability amid an uncertain future. *Agronomy Journal* **99**:939-943.
- Harrison, B. J., J. M. Holzer, and J. D. Farkell. 1984. Vegetation management: A solution to shallow ground water contamination in North-Central Montana Pages 147-166 in 7th National Ground Water Quality Symposium. Innovative means of dealing with potential sources of ground water contamination. National Water Well Association.
- Hatfield, J. L. and J. H. Prueger. 2010. Value of using different vegetative indices to quantify agricultural crop characteristics at different growth stages under varying management practices. *Remote Sensing* **2**:562-578.
- Hatton, T. and R. Nulsen. 1999. Towards achieving functional ecosystem mimicry with respect to water cycling in southern Australian agriculture. *Agroforestry Systems* **45**:203-214.
- Healy, R. W. 2010. Estimating groundwater recharge. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Healy, R. W. and P. G. Cook. 2002. Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal* **10**:91-109.
- Hernandez, V., V. Moron, F. Fossa Riglos, and E. Muzi. 2014. Confronting farmers' perceptions of climatic vulnerability with observed relationship between yields and climate variability in Central Argentina. *Weather, Climate, and Society*.
- Hochman, Z., H. Van Rees, P. Carberry, J. Hunt, R. McCown, A. Gartmann, D. Holzworth, S. Van Rees, N. Dalgliesh, and W. Long. 2009. Re-inventing model-based decision support with Australian dryland farmers. 4. Yield Prophet® helps farmers monitor and manage crops in a variable climate. *Crop and Pasture Science* **60**:1057-1070.
- Houspanossian, J., R. Giménez, G. Baldi, and M. Noretto. Is aridity restricting deforestation and land uses in the South American Dry Chaco? *Journal of Land Use Science*.
- Houspanossian, J., M. Noretto, and E. G. Jobbágy. 2013. Radiation budget changes with dry forest clearing in temperate Argentina. *Global Change Biology* **19**:1211-1222.
- Huang, C., S. Kim, K. Song, J. R. Townshend, P. Davis, A. Altstatt, O. Rodas, A. Yanosky, R. Clay, and C. J. Tucker. 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change* **67**:1-12.

- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao, and L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* **83**:195-213.
- Huffman, G. J., D. T. Bolvin, E. J. Nelkin, D. B. Wolff, R. F. Adler, G. Gu, Y. Hong, K. P. Bowman, and E. F. Stocker. 2007. The TRMM multisatellite precipitation analysis (TMPA): Quasi-global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology* **8**:38-55.
- INTA. 1978. Carta de suelos de los departamentos de Belgrano y General Taboada Buenos Aires, Argentina.
- Izquierdo, A. E. and H. R. Grau. 2009. Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina. *Journal of environmental management* **90**:858-865.
- Jayawickreme, D. H., E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2014. Geophysical subsurface imaging for ecological applications. *New Phytologist* **201**:1170-1175.
- Jayawickreme, D. H., C. S. Santoni, J. H. Kim, E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2011. Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. *Ecological Applications* **21**:2367-2379.
- Jiang, Z. and A. R. Huete. 2010. Linearization of NDVI based on its relationship with vegetation fraction. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **76**:965-975.
- Jobaggy, E. and J. Mercau. 2011. Protocolo de construcción de freáticos: ¿Qué medir, dónde, cuándo y cómo? . Grupo de Estudios Ambientales (GEA/UNSL-CONICET)
- Jobbágy, E. 2010. Una mirada hacia el futuro. Pages 71-78 in E. Viglizzo and E. Jobbágy, editors. *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental* Ediciones INTA, Argentina.
- Jobbágy, E. G. 2011. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. *Valoración de servicios ecosistémicos: concepto, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires, Argentina. Ediciones INTA. p:163-183.
- Jobbágy, E. G. and R. B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* **10**:1299-1312.
- Jobbágy, E. G. and R. B. Jackson. 2007. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005–2012) **112**.
- Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, C. S. Santoni, and G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología austral* **18**:305-322.
- Jolly, I., P. Cook, G. Allison, and M. Hughes. 1989. Simultaneous water and solute movement through an unsaturated soil following an increase in recharge. *Journal of Hydrology* **111**:391-396.
- Jones, C. A., J. R. Kiniry, and P. Dyke. 1986. *CERES-Maize: A simulation model of maize growth and development*. Texas AandM University Press.
- Jones, J. W., J. W. Hansen, F. S. Royce, and C. D. Messina. 2000. Potential benefits of climate forecasting to agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **82**:169-184.
- Jones, J. W., G. Hoogenboom, C. H. Porter, K. J. Boote, W. D. Batchelor, L. Hunt, P. W. Wilkens, U. Singh, A. J. Gijsman, and J. T. Ritchie. 2003. The DSSAT cropping system model. *European Journal of Agronomy* **18**:235-265.

- Jönsson, P. and L. Eklundh. 2004. TIMESAT—a program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers & Geosciences* **30**:833-845.
- Junker, M. 1995. Interpretación de las mediciones de conductividades eléctricas para la investigación de la recarga artificial y un método para el cálculo de la infiltración por un tajamar en el acuífero freático del Chaco Central. *in* 2do Simposio sobre aguas subterráneas y perforación de pozos en el Paraguay. San Lorenzo, Paraguay.
- Kaimowitz, D. and J. Smith. 2001. Soybean technology and the loss of natural vegetation in Brazil and Bolivia. Pages 195-211 *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CAB International.
- Kalma, J. D., T. R. McVicar, and M. F. McCabe. 2008. Estimating land surface evaporation: A review of methods using remotely sensed surface temperature data. *Surveys in Geophysics* **29**:421-469.
- Kantolic, A. G. and G. A. Slafer. 2005. Reproductive development and yield components in indeterminate soybean as affected by post-flowering photoperiod. *Field Crops Research* **93**:212-222.
- Keating, B., R. McCown, and B. Wafula. 1993. Adjustment of nitrogen inputs in response to a seasonal forecast in a region of high climatic risk. Pages 233-252 *Systems approaches for agricultural development*. Springer.
- Keating, B. A., D. Gaydon, N. Huth, M. E. Probert, K. Verburg, C. Smith, and W. Bond. 2002. Use of modelling to explore the water balance of dryland farming systems in the Murray-Darling Basin, Australia. *European Journal of Agronomy* **18**:159-169.
- Killeen, T. J., A. Guerra, M. Calzada, L. Correa, V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, and M. K. Steininger. 2008. Total historical land-use change in eastern Bolivia: who, where, when, and how much. *Ecology and Society* **13**:36.
- Kim, J. H. and R. B. Jackson. 2012. A global analysis of groundwater recharge for vegetation, climate, and soils. *Vadose Zone Journal* **11**:0-0.
- Kropff, M., J. Bouma, and J. Jones. 2001. Systems approaches for the design of sustainable agro-ecosystems. *Agricultural systems* **70**:369-393.
- Lambin, E., H. Gibbs, L. Ferreira, R. Grau, P. Mayaux, P. Meyfroidt, D. Morton, T. Rudel, I. Gasparri, and J. Munger. 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global Environmental Change* **23**:892-901.
- Lambin, E. F., H. J. Geist, and E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environment and resources* **28**:205-241.
- Lamelas, C. M., J. D. Forciniti, and F. Claudia. 2006. Enfoque agroecológico del cultivo de la soja en el noroeste argentino. Pages 25-48 *in* M. R. Devani, F. Ledesma, J. M. Lenis, and L. D. Ploper, editors. *Producción de soja en el noroeste argentino*. EEAOC-AGD, Tucumán, Argentina.
- Larroza Cristaldo, F. A. 2002. Exploração e aproveitamento dos recursos hídricos do Chaco Central Paraguaio. Universidade de São Paulo.
- Larroza, F. A. and C. Centurión. 1995. Estudio hidrogeológico e hidroquímico del agua freática en el área urbana de Loma Plata, Chaco Paraguayo. *Águas Subterráneas*.
- Lathuillière, M. J., M. S. Johnson, and S. D. Donner. 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters* **7**:024024.

- Leduc, C., G. Favreau, and P. Schroeter. 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table: The Continental Terminal in south-west Niger. *Journal of Hydrology* **243**:43-54.
- Lenssen, A. W., G. Johnson, and G. Carlson. 2007. Cropping sequence and tillage system influences annual crop production and water use in semiarid Montana, USA. *Field Crops Research* **100**:32-43.
- Lyon, D., F. Boa, and T. Arkebauer. 1995. Water-yield relations of several spring-planted dryland crops following winter wheat. *Journal of production agriculture* **8**:281-286.
- Lyon, D. J., D. C. Nielsen, D. G. Felter, and P. A. Burgener. 2007. Choice of summer fallow replacement crops impacts subsequent winter wheat. *Agronomy Journal* **99**:578-584.
- Maddoni, G. A. 2012. Analysis of the climatic constraints to maize production in the current agricultural region of Argentina—a probabilistic approach. *Theoretical and Applied Climatology* **107**:325-345.
- Magliano, P. N., F. Murray, G. Baldi, S. Aurand, R. A. Páez, W. Harder, and E. G. Jobbágy. 2015. Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments*.
- Marchesini, V. A., R. Fernández, and E. Jobbágy. 2013. Salt leaching leads to drier soils in disturbed semiarid woodlands of central Argentina. *Oecologia* **171**:1003-1012.
- Martinelli, L. A. 2012. Los servicios de los ecosistemas y la producción agrícola en América Latina y el Caribe. Inter-American Development Bank.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. Power, and M. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* **277**:504-509.
- McCown, R., B. Wafula, L. Mohammed, J. Ryan, and J. Hargreaves. 1991. Assessing the value of a seasonal rainfall predictor to agronomic decisions: The case of response farming in Kenya. *Climatic Risk in Crop Production: Models and Management for the Semi-arid Tropics and Sub-tropics*. CAB International, Wallingford, UK:383-409.
- Mercau, J. 2010. El agua y la temperatura como limitantes del rendimiento del girasol bajo planteos de alta tecnología en el NEA. ASAGIR, Buenos Aires, Argentina.
- Mercau, J., M. Nosetto, F. E. Bert, R. Giménez, and E. Jobbágy. 2015. Shallow groundwater dynamics in the Pampas: Climate, landscape and crop choice effects. *Agricultural Water Management*.
- Mercau, J. L., J. L. Dardanelli, D. J. Collino, J. M. Andriani, A. Irigoyen, and E. H. Satorre. 2007. Predicting on-farm soybean yields in the pampas using CROPGRO-soybean. *Field Crops Research* **100**:200-209.
- Mercau, J. L. and M. E. Otegui. 2014. A Modeling Approach to Explore Water Management Strategies for Late-Sown Maize and Double-Cropped Wheat—Maize in the Rainfed Pampas Region of Argentina. *Practical Applications of Agricultural System Models to Optimize the Use of Limited Water*:351-374.
- Merrill, S. D., D. L. Tanaka, and J. D. Hanson. 2002. Root length growth of eight crop species in Haplustoll soils. *Soil Science Society of America Journal* **66**:913-923.
- Merrill, S. D., D. L. Tanaka, J. M. Krupinsky, M. A. Liebig, and J. D. Hanson. 2007. Soil water depletion and recharge under ten crop species and applications to the principles of dynamic cropping systems. *Agronomy Journal* **99**:931-938.
- Messina, C., J. Hansen, and A. Hall. 1999. Land allocation conditioned on El Niño-Southern Oscillation phases in the Pampas of Argentina. *Agricultural systems* **60**:197-212.

- Meza, F. J., J. W. Hansen, and D. Osgood. 2008. Economic value of seasonal climate forecasts for agriculture: review of ex-ante assessments and recommendations for future research. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* **47**:1269-1286.
- Miller, M. R., P. Brown, J. Donovan, R. Bergatino, J. Sonderegger, and F. Schmidt. 1981. Saline seep development and control in the North American Great Plains-hydrogeological aspects. *Agricultural Water Management* **4**:115-141.
- Minetti, J. L., S. A. Albarracín, M. E. Bobba, C. M. Hernández, E. R. López, L. A. Acuña, M. C. Costa, I. J. Nieva, and E. Mendoza. 1999. Atlas climático del noroeste argentino.
- Mishra, S. K. and V. P. Singh. 2003. SCS-CN method. Pages 84-146 Soil conservation service curve number (SCS-CN) methodology. Springer Science & Business Media.
- Mitlöehner, R. 1998. Caracterización de sitios en el Chaco central Paraguayo a través de la capacidad de succión vegetal y la presión osmótica potencial. Pages 71-102 in W. Kruck, editor. Proyecto Sistema Ambiental del Chaco: Inventario, evaluación y recomendaciones para la protección de los espacios naturales en la Región Occidental del Paraguay. BGR, Asunción, Paraguay.
- Mitlöehner, R. and R. Koepf. 2007. Bioindicator capacity of trees towards dryland salinity. *Trees* **21**:411-419.
- Mockus, V. 1964. National Engineering Handbook. Section.
- Moeller, C., S. Asseng, J. Berger, and S. P. Milroy. 2009. Plant available soil water at sowing in Mediterranean environments—Is it a useful criterion to aid nitrogen fertiliser and sowing decisions? *Field Crops Research* **114**:127-136.
- Monzon, J., J. Mercau, J. Andrade, O. Caviglia, A. Cerrudo, A. Cirilo, C. Vega, F. Andrade, and P. Calviño. 2014. Maize–soybean intensification alternatives for the Pampas. *Field Crops Research* **162**:48-59.
- Monzon, J., F. A. Merlos, J. Mercau, M. Taboada, F. Andrade, A. Hall, E. Jobaggy, K. Cassman, and P. Grassini. 2013. Magnitude and variability of maize, wheat, and soybean yield gaps in Argentina. Pages 3-6 in American Society of Agronomy International Annual Meeting, Tampa, FL, USA.
- Monzón, J. P., V. O. Sadras, and F. H. Andrade. 2006. Fallow soil evaporation and water storage as affected by stubble in sub-humid (Argentina) and semi-arid (Australia) environments. *Field Crops Research* **98**:83-90.
- Morales Poclava, M., Y. Noé, F. Ledesma, H. Paoli, A. Franzoni, and M. Zelaya. 2011. Impacto de los cambios en el uso del suelo sobre los niveles freáticos en la micro-cuenca Dorado–Del Valle. Período 2010-2011. Departamento Anta–Salta. INTA_EEA Salta.
- Morris, J. and J. Collopy. 1999. Water use and salt accumulation by *Eucalyptus camaldulensis* and *Casuarina cunninghamiana* on a site with shallow saline groundwater. *Agricultural Water Management* **39**:205-227.
- Muchow, R., G. Hammer, and R. Vanderlip. 1994. Assessing climatic risk to sorghum production in water-limited subtropical environments II. Effects of planting date, soil water at planting, and cultivar phenology. *Field Crops Research* **36**:235-246.
- Murgida, A. M., M. H. González, and H. Tiessen. 2014. Rainfall trends, land use change and adaptation in the Chaco salteño region of Argentina. *Regional Environmental Change* **14**:1387-1394.
- Nagler, P. L., E. P. Glenn, U. Nguyen, R. L. Scott, and T. Doody. 2013. Estimating riparian and agricultural actual evapotranspiration by reference

- evapotranspiration and MODIS enhanced vegetation index. *Remote Sensing* **5**:3849-3871.
- Neder, L. d. V., J. Busnelli, and M. M. Sampietro Vattuone. 2010. Incremento de erosión y suelos degradados por acciones antropogénicas y variaciones climáticas, Tucumán. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* **66**:499-504.
- New, M., D. Lister, M. Hulme, and I. Makin. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* **21**:1-25.
- Nielsen, D. C., P. W. Unger, and P. R. Miller. 2005. Efficient water use in dryland cropping systems in the Great Plains. *Agronomy Journal* **97**:364-372.
- Nielsen, D. C. and M. F. Vigil. 2010. Precipitation storage efficiency during fallow in wheat-fallow systems. *Agronomy Journal* **102**:537-543.
- Nielsen, D. C., M. F. Vigil, R. L. Anderson, R. A. Bowman, J. G. Benjamin, and A. D. Halvorson. 2002. Cropping system influence on planting water content and yield of winter wheat. *Agronomy Journal* **94**:962-967.
- Nielsen, D. C., M. F. Vigil, and J. G. Benjamin. 2009. The variable response of dryland corn yield to soil water content at planting. *Agricultural Water Management* **96**:330-336.
- Nitsch, M. 1995. El desmonte en el chaco central del Paraguay: Influencia sobre el agua subterránea y la salinización de los suelos. *in* 2do Simposio sobre aguas subterráneas y perforación de pozos en el Paraguay. San Lorenzo, Paraguay.
- Nitsch, M. 1998. Agua subterránea cerca de la superficie del suelo y la salinización en el este de las Colonias Mennonitas en el Chaco Central Oriental del Paraguay. Pages 7-70 *in* W. Kruck, editor. Proyecto sistema ambiental del Chaco: Inventario, evaluación y recomendaciones para la protección de los espacios naturales en la Región Occidental del Paraguay. BGR-GTZ-MAG-DOA, Asunción, República del Paraguay.
- Nitsch, M., R. Hoffmann, J. Utermann, and L. Portillo. 1998. Soil salinization in the central Chaco of Paraguay: A consequence of logging. *Advances in Geocology* **31**:495-502.
- Nix, H. and E. Fitzpatrick. 1969. An index of crop water stress related to wheat and grain sorghum yields. *Agricultural Meteorology* **6**:321-337.
- NLWRA. 2001. Australian dryland salinity assessment 2000: extent, impacts, processes, monitoring and management options.
- Nosetto, M., A. Acosta, D. Jayawickreme, S. Ballesteros, R. Jackson, and E. Jobbágy. 2013. Land-use and topography shape soil and groundwater salinity in central Argentina. *Agricultural Water Management* **129**:120-129.
- Nosetto, M., E. Jobbágy, A. Brizuela, and R. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **154**:2-11.
- Nosetto, M., E. Jobbágy, R. Jackson, and G. Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. *Field Crops Research* **113**:138-148.
- Nosetto, M., E. Jobbágy, T. Tóth, and R. Jackson. 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles* **22**.
- NRCS, U. 2009. Hydrologic soil-cover complexes. Pages 1-14 *National Engineering Handbook*, Available online at: <http://www.wcc.nrcs.usda.gov/ftpref/wntsc/H&H/NEHhydrology/ch9.pdf>.

- Nulsen, R. and C. Henschke. 1981. Groundwater systems associated with secondary salinity in Western Australia. *Agricultural Water Management* **4**:173-186.
- O'Connell, M. G., G. J. O'Leary, and D. J. Connor. 2003. Drainage and change in soil water storage below the root-zone under long fallow and continuous cropping sequences in the Victorian Mallee. *Crop and Pasture Science* **54**:663-675.
- O'Connell, M. G., G. J. O'Leary, and M. Incerti. 1995. Potential groundwater recharge from fallowing in north-west Victoria, Australia. *Agricultural Water Management* **29**:37-52.
- O'Leary, G. J. 1996. The effects of conservation tillage on potential groundwater recharge. *Agricultural Water Management* **31**:65-73.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, and J. C. Morrison. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* **51**:933-938.
- Otegui, M. E. and M. López Pereira. 2003. Fecha de siembra. Pages 257-276 in E. H. Satorre, R. L. Benech Arnold, G. A. Slafer, E. De la Fuente, D. J. Miralles, M. E. Otegui, and R. Savin, editors. *Producción de granos: bases funcionales para su manejo*. Editorial FAUBA, Buenos Aires, Argentina.
- Pannell, D. J. 2001a. Dryland salinity: economic, scientific, social and policy dimensions. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* **45**:517-546.
- Pannell, D. J. 2001b. Explaining non-adoption of practices to prevent dryland salinity in Western Australia: Implications for policy. Pages 335-346 *Land Degradation*. Springer.
- Pannell, D. J. and M. A. Ewing. 2006. Managing secondary dryland salinity: options and challenges. *Agricultural Water Management* **80**:41-56.
- Paoli, H. P. and A. Franzoni. 2011. Instalación de red freaticométrica y monitoreo de niveles freáticos-cuenca "Dorado del Valle" Departamento Anta-provincia de Salta. INTA_EEA Salta.
- Paoli, H. P., J. N. Volante, D. R. Fernández, and Y. E. Noé. 2001. Monitoreo de cultivos del Noroeste Argentino a partir de sensores remotos. Análisis de la rotación de cultivos en la región NOA por sistemas de información geográfica. Campaña agrícola 2000-2001 Salta, Argentina.
- Paruelo, J. M., M. Oesterheld, F. Del Pino, J. Guerschmann, S. Verón, G. Piñeiro Guerra, J. Volante, G. Baldi, C. Caride, and D. Arocena. 2004. Patrones Espaciales y Temporales de la Expansión de Soja en Argentina: Relación con Factores Socio-Económicos y Ambientales. Informe final LART/FAUBA al Banco Mundial.
- Paruelo, J. M., S. R. Verón, J. N. Volante, L. Seghezze, M. Vallejos, S. Aguiar, L. Amdan, P. Baldassini, L. Ciuffolif, and N. Huykman. 2011. Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina. *Ecología austral* **21**:163-178.
- Pasig, R. 2005. Origen y Dinámica del Agua Subterránea en el noroeste del Chaco Sudamericano.
- Passioura, J. 2006. Increasing crop productivity when water is scarce—from breeding to field management. *Agricultural Water Management* **80**:176-196.

- Paydar, Z., N. Huth, A. Ringrose-Voase, R. Young, T. Bernardi, B. Keating, and H. Cresswell. 2005. Deep drainage and land use systems. Model verification and systems comparison. *Crop and Pasture Science* **56**:995-1007.
- Peck, A. and T. Hatton. 2003. Salinity and the discharge of salts from catchments in Australia. *Journal of Hydrology* **272**:191-202.
- Peck, A. and D. Williamson. 1987. Effects of forest clearing on groundwater. *Journal of Hydrology* **94**:47-65.
- Peterson, G., A. Halvorson, J. Havlin, O. Jones, D. Lyon, and D. Tanaka. 1998. Reduced tillage and increasing cropping intensity in the Great Plains conserves soil C. *Soil and Tillage Research* **47**:207-218.
- Peterson, G., D. Westfall, and C. Cole. 1993. Agroecosystem approach to soil and crop management research. *Soil Science Society of America Journal* **57**:1354-1360.
- Puchulu, M. E. 2008. Salinización de los suelos. Su incidencia en la provincia de Tucumán y en la República Argentina. *Acta geologica lilloana* **21**:81-94.
- QGIS Development Team. 2013. QGIS Geographic Information System. *in* O. S. G. F. Project, editor.
- Rabbinge, R. 1993. The ecological background of food production. Pages 2-29 *in* Ciba Foundation Symposium 177-Crop Protection and Sustainable Agriculture. Wiley Online Library.
- Radford, B., D. Silburn, and B. Forster. 2009. Soil chloride and deep drainage responses to land clearing for cropping at seven sites in central Queensland, northern Australia. *Journal of Hydrology* **379**:20-29.
- Raes, D., P. Steduto, T. C. Hsiao, and E. Fereres. 2009. AquaCrop the FAO crop model to simulate yield response to water: II. Main algorithms and software description. *Agronomy Journal* **101**:438-447.
- Ray, J. D., R. W. Gesch, T. R. Sinclair, and L. H. Allen. 2002. The effect of vapor pressure deficit on maize transpiration response to a drying soil. *Plant and soil* **239**:113-121.
- Recatalá Boix, L. and J. A. Zinck. 2008a. Land-use planning in the Chaco Plain (Burruyacu, Argentina). Part 1: Evaluating land-use options to support crop diversification in an agricultural frontier area using physical land evaluation. *Environmental management* **42**:1043-1063.
- Recatalá Boix, L. and J. A. Zinck. 2008b. Land-use planning in the Chaco Plain (Burruyacú, Argentina): Part 2: Generating a consensus plan to mitigate land-use conflicts and minimize land degradation. *Environmental management* **42**:200-209.
- Restovich, S. B., A. E. Andriulo, and S. I. Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research* **128**:62-70.
- Ricci, O., M. R. Devani, D. R. Pérez, F. Ledesma, and J. M. Lenis. 2006. Ubicación del cultivo de soja en el noroeste argentino y características de su expansión. Pages 23-24 *in* M. R. Devani, F. Ledesma, J. M. Lenis, and L. D. Ploper, editors. *Producción de soja en el noroeste argentino*. EEAOC-AGD, Tucumán, Argentina.
- Ritchie, J. 1998. Soil water balance and plant water stress. Pages 41-54 *Understanding options for agricultural production*. Springer.
- Ritchie, J. and S. Otter. 1985. Description and performance of CERES-Wheat: a user-oriented wheat yield model. ARS-United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service (USA).

- Ritchie, J. T. 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research* **8**:1204-1213.
- Riveros, F. 2004. *The Gran Chaco*. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome, Italy.
- Rockström, J. and J. Barron. 2007. Water productivity in rainfed systems: overview of challenges and analysis of opportunities in water scarcity prone savannahs. *Irrigation Science* **25**:299-311.
- Rockström, J., J. Barron, and P. Fox. 2003. Water productivity in rain-fed agriculture: challenges and opportunities for smallholder farmers in drought-prone tropical agroecosystems. *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement* **85199**:8.
- Rockström, J., J. Barron, and P. Fox. 2009. Water productivity in rainfed agriculture: Challenges and opportunities for smallholder farmers in drought-prone tropical agroecosystems. Pages 145-162 *in* S. P. Wani, J. Rockström, and T. Y. Oweis, editors. *Rainfed agriculture: unlocking the potential*. CABI.
- Rockström, J., L. Karlberg, S. P. Wani, J. Barron, N. Hatibu, T. Oweis, A. Bruggeman, J. Farahani, and Z. Qiang. 2010. Managing water in rainfed agriculture—The need for a paradigm shift. *Agricultural Water Management* **97**:543-550.
- Rockström, J., M. Lannerstad, and M. Falkenmark. 2007. Assessing the water challenge of a new green revolution in developing countries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**:6253-6260.
- Rocha, J., A. Perdigão, R. Melo, and C. Henriques. 2010. Managing water in agriculture through remote sensing applications. Pages 223-230 *in* Proceedings of 30th EARSeL Symposium on Remote Sensing for Science, Education, and Natural and Cultural Heritage, Paris, France.
- Rodriguez, D., P. DeVoil, B. Power, H. Cox, S. Crimp, and H. Meinke. 2011. The intrinsic plasticity of farm businesses and their resilience to change. An Australian example. *Field Crops Research* **124**:157-170.
- Romero, V., J. Arzeno, D. Moreno, R. Osinaga, C. Sánchez, and A. Franzoni. 2008. Uso de los indicadores de calidad de suelo en fincas del umbral al Chaco en Salta y Santiago del Estero. Page 7pp *in* XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Sadras, V. and S. Milroy. 1996. Soil-water thresholds for the responses of leaf expansion and gas exchange: A review. *Field Crops Research* **47**:253-266.
- Sadras, V. c. 2002. Interaction between rainfall and nitrogen fertilisation of wheat in environments prone to terminal drought: economic and environmental risk analysis. *Field Crops Research* **77**:201-215.
- Sadras, V. c., D. Roget, and M. Krause. 2003. Dynamic cropping strategies for risk management in dry-land farming systems. *Agricultural systems* **76**:929-948.
- Sadras, V. O. and J. F. Angus. 2006. Benchmarking water-use efficiency of rainfed wheat in dry environments. *Crop and Pasture Science* **57**:847-856.
- Sadras, V. O. and D. K. Roget. 2004. Production and environmental aspects of cropping intensification in a semiarid environment of southeastern Australia. *Agronomy Journal* **96**:236-246.
- Salado-Navarro, L. R. and T. R. Sinclair. 2009. Crop rotations in Argentina: Analysis of water balance and yield using crop models. *Agricultural systems* **102**:11-16.
- Salado-Navarro, L., T. Sinclair, and M. Morandini. 2013. Estimation of Soil Evaporation During Fallow Seasons to Assess Water Balances for No-Tillage Crop Rotations. *Journal of Agronomy and Crop Science* **199**:57-65.

- Salama, R. B., C. J. Otto, and R. W. Fitzpatrick. 1999. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization. *Hydrogeology Journal* **7**:46-64.
- Santoni, C., E. Jobbágy, and S. Contreras. 2010. Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: role of land use. *Water Resources Research* **46**.
- Saseendran, S., D. C. Nielsen, L. Ahuja, L. Ma, and D. J. Lyon. 2013. Simulated yield and profitability of five potential crops for intensifying the dryland wheat-fallow production system. *Agricultural Water Management* **116**:175-192.
- Satorre, E. 2011. Recent changes in pampean agriculture: possible new avenues in coping with global change challenges. Pages 47-57 in J. Araus and G. Slafer, editors. *Crop Stress Management and Global Climate Change*. CABI Climate Change Series.
- Scanlon, B., D. Levitt, R. Reedy, K. Keese, and M. Sully. 2005a. Ecological controls on water-cycle response to climate variability in deserts. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**:6033-6038.
- 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., I. Jolly, M. Sophocleous, and L. Zhang. 2007a. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resources Research* **43**.
- Scanlon, B. R., K. E. Keese, A. L. Flint, L. E. Flint, C. B. Gaye, W. M. Edmunds, and I. Simmers. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* **20**:3335-3370.
- Scanlon, B. R., J. G. Paine, and R. S. Goldsmith. 1999. Evaluation of electromagnetic induction as a reconnaissance technique to characterize unsaturated flow in an arid setting. *Groundwater* **37**:296-304.
- Scanlon, B. R., R. C. Reedy, D. A. Stonestrom, D. E. Prudic, and K. F. Dennehy. 2005b. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* **11**:1577-1593.
- Scanlon, B. R., R. C. Reedy, and J. A. Tachovsky. 2007b. Semiarid unsaturated zone chloride profiles: Archives of past land use change impacts on water resources in the southern High Plains, United States. *Water Resources Research* **43**.
- Scopel, E., F. A. Da Silva, M. Corbeels, F. Affholder, and F. Maraux. 2004. Modelling crop residue mulching effects on water use and production of maize under semi-arid and humid tropical conditions. *Agronomie* **24**:383-395.
- Scheierling, S., W. Critchley, S. Wunder, and J. Hansen. 2012. Improving water management in rainfed agriculture: Issues and options in water-constrained production systems. *Water Paper, Water Anchor*. The World Bank, Washington DC Water harvesting for crop production in Sub-Saharan Africa **31**.
- Schofield, N. 1992. Tree planting for dryland salinity control in Australia. *Agroforestry Systems* **20**:1-23.
- Senay, G. B. 2008. Modeling landscape evapotranspiration by integrating land surface phenology and a water balance algorithm. *Algorithms* **1**:52-68.
- Seyfried, M., S. Schwinning, M. Walvoord, W. Pockman, B. Newman, R. Jackson, and F. Phillips. 2005. Ecohydrological control of deep drainage in arid and semiarid regions. *Ecology* **86**:277-287.
- Shahid, S. A. 2013. Developments in soil salinity assessment, modeling, mapping, and monitoring from regional to submicroscopic scales. Pages 3-43 *Developments in Soil Salinity Assessment and Reclamation*. Springer.

- Silburn, D., B. Cowie, and C. Thornton. 2009. The Brigalow Catchment Study revisited: Effects of land development on deep drainage determined from non-steady chloride profiles. *Journal of Hydrology* **373**:487-498.
- Silva, L. and P. Freitas. 2013. Utilização de plantas adaptadas da espécie *Panicum maximum* para a região do Chaco semiárido. *FAZU em Revista* **10**:79-87.
- Sinclair, T. R. 2005. Theoretical analysis of soil and plant traits influencing daily plant water flux on drying soils. *Agronomy Journal* **97**:1148-1152.
- Sivakumar, M. 1988. Predicting rainy season potential from the onset of rains in Southern Sahelian and Sudanian climatic zones of West Africa. *Agricultural and forest meteorology* **42**:295-305.
- Sophocleous, M. 2012. Retracted: On Understanding and Predicting Groundwater Response Time. *Groundwater* **50**:528-540.
- Stewart, J. I. 1988. Response farming in rainfed agriculture. WHARF Foundation Press Davis, CA, USA.
- Stewart, J. I. and C. T. Hash. 1982. Impact of weather analysis on agricultural production and planning decisions for the semiarid areas of Kenya. *Journal of Applied Meteorology* **21**:477-494.
- Su, F., Y. Hong, and D. P. Lettenmaier. 2008. Evaluation of TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) and its utility in hydrologic prediction in the La Plata Basin. *Journal of Hydrometeorology* **9**:622-640.
- Szilagyi, J. and J. Jozsa. 2009. Estimating spatially distributed monthly evapotranspiration rates by linear transformations of MODIS daytime land surface temperature data. *Hydrology and Earth System Sciences* **13**:629-637.
- Tanaka, D., J. Krupinsky, M. Liebig, S. Merrill, R. Ries, J. Hendrickson, H. Johnson, and J. Hanson. 2002. Dynamic Cropping Systems. *Agronomy Journal* **94**:957-961.
- Tanaka, D., J. Krupinsky, S. Merrill, M. Liebig, and J. Hanson. 2007. Dynamic cropping systems for sustainable crop production in the northern Great Plains. *Agronomy Journal* **99**:904-911.
- Thorburn, P. J. 1997. Land management impacts on evaporation from shallow, saline water tables. Pages 21-34 *Subsurface hydrological responses to land cover and land use changes*. Springer.
- Thorburn, P. J., T. J. Hatton, and G. R. Walker. 1993. Combining measurements of transpiration and stable isotopes of water to determine groundwater discharge from forests. *Journal of Hydrology* **150**:563-587.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**:671-677.
- Tolmie, P. and B. Radford. 2004. Effect of tillage practices on chloride movement and deep drainage at Biloela, Central, Queensland. Pages 4-8 *in Proceedings of the 13th international soil conservation organisation conference*.
- Tolmie, P. and D. Silburn. 2004. Estimating deep drainage in the Queensland Murray-Darling Basin. Review of past research. Toowoomba, Queensland: Queensland Department of Natural Resources and Mines.
- Tolmie, P., D. Silburn, and A. Briggs. 2003. Estimating deep drainage in the Queensland Murray-Darling Basin using soil chloride. Department of Natural Resources and Mines.
- Tollenaar, M. and E. Lee. 2002. Yield potential, yield stability and stress tolerance in maize. *Field Crops Research* **75**:161-169.

- Tomasini, D. and L. Longo. 2005. Desarrollo agropecuario y ambiente: el rol de la gestión pública. *in* Plan Fénix en vísperas del segundo centenario, Universidad de Buenos Aires.
- Tomer, M. D., J. M. Holzer, and G. A. Hockett. 1988. A case for ground water management through cropping strategies: saline seep reclamation in Montana. Pages 147-166 *in* Agricultural impacts on groundwater conference, Des Moines Marriot, IOWA, USA.
- Turner, N. C. 2004. Agronomic options for improving rainfall-use efficiency of crops in dryland farming systems. *Journal of Experimental Botany* **55**:2413-2425.
- Tymkiw, P. T. 2010. Estudio técnico de alternativas de abastecimiento de agua al Chaco Central. *Consultoría Internacional e Contrato BID* **1**:203.
- Unger, P. W. 2001. Alternative and opportunity dryland crops and related soil conditions in the southern Great Plains. *Agronomy Journal* **93**:216-226.
- Vallejos, M., J. N. Volante, M. J. Mosciaro, L. M. Vale, M. L. Bustamante, and J. M. Paruelo. 2014. Dynamics of the natural cover transformation in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*.
- Vega, C. 2011. Determinación del rendimiento de maíz ante modificaciones en el manejo de la densidad, distancia entre surcos y fecha de siembra. Análisis de campañas 2007-2010 de miembros de MAIZAR en el NOA., Buenos Aires, Argentina.
- Verburg, K., W. J. Bond, L. Brennan, and M. Robertson. 2008. An evaluation of the tactical use of lucerne phase farming to reduce deep drainage. *Crop and Pasture Science* **58**:1142-1158.
- Vigil, M. F., B. Henry, F. Calderon, D. Nielsen, J. Benjamin, and B. Klein. 2008. A use of skip-row planting as a strategy for drought mitigation in the west central Great Plains. Pages 4-5 *in* Proc. Great Plains Soil Fertility Conf., Denver, CO.
- Viglizzo, E. 2007. Desafíos y oportunidades de la expansión agrícola en Argentina. Pages 12-42 *Producción Agropecuaria y Medio Ambiente. Propuestas compartidas para su sustentabilidad.* Fundación Vida Silvestre, INTA, World Wildlife Foundation, Buenos Aires, Argentina.
- Villalobos, F. and E. Fereres. 1990. Evaporation measurements beneath corn, cotton, and sunflower canopies. *Agronomy Journal* **82**:1153-1159.
- Villalobos, F. J., A. J. Hall, J. T. Ritchie, and F. Orgaz. 1996. OILCROP-SUN: A development, growth, and yield model of the sunflower crop. *Agronomy Journal* **88**:403-415.
- Viña, A. and A. A. Gitelson. 2005. New developments in the remote estimation of the fraction of absorbed photosynthetically active radiation in crops. *Geophysical Research Letters* **32**.
- Volante, J., D. Alcaraz-Segura, M. Mosciaro, E. Viglizzo, and J. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **154**:12-22.
- Volante, J. N., A. R. Bianchi, and H. P. Paoli. 2001. Monitoreo de cultivos del Noroeste Argentino a partir de sensores remotos. Campaña agrícola 2000-2001. Cultivos extensivos de verano Salta, Argentina.
- Wafula, B., R. McCown, and B. Keating. 1990. Prospects for improving maize productivity through response farming. Pages 10-11 *in* A search for strategies for sustainable dry land cropping in semi-arid eastern Kenya. Proceedings of a symposium held in Nairobi, Kenya.

- Walker, G. R., I. D. Jolly, and P. G. Cook. 1991. A new chloride leaching approach to the estimation of diffuse recharge following a change in land use. *Journal of Hydrology* **128**:49-67.
- Walker, G. R., L. Zhang, T. W. Ellis, T. J. Hatton, and C. Petheram. 2002. Estimating impacts of changed land use on recharge: review of modelling and other approaches appropriate for management of dryland salinity. *Hydrogeology Journal* **10**:68-90.
- Wani, S. P., T. K. Sreedevi, J. Rockström, and Y. S. Ramakrishna. 2009. Rainfed Agriculture - Past trends and future prospects. Pages 1-35 in S. P. Wani, J. Rockström, and T. Y. Oweis, editors. *Rainfed agriculture: unlocking the potential*. CABI.
- Wardlow, B. D., S. L. Egbert, and J. H. Kastens. 2007. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the US Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment* **108**:290-310.
- Wood, W. 1924. Increase of salt in soil and streams following the destruction of the native vegetation. *Journal of the Royal Society of Western Australia* **10**:35-47.
- Worcester, B., L. Brun, and E. Doering. 1975. Classification and management of saline seeps in western North Dakota. *North Dakota Farm Res.* **33(1)**:3-7.
- Xiao, X., Q. Zhang, D. Hollinger, J. Aber, and B. Moore III. 2005. Modeling gross primary production of an evergreen needleleaf forest using MODIS and climate data. *Ecological Applications* **15**:954-969.
- Yee Yet, J. and D. Silburn. 2003. Deep drainage estimates under a range of land uses in the Queensland Murray-Darling Basin using water balance modelling. Department of Natural Resources and Mines, Queensland. Report No. QNRM03021.
- Zak, M. R., M. Cabido, and J. G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological conservation* **120**:589-598.
- Zhang, L., W. Dawes, T. Hatton, I. Hume, M. O'Connell, D. Mitchell, P. L. Milthorp, and M. Yee. 1999. Estimating episodic recharge under different crop/pasture rotations in the Mallee region. Part 2. Recharge control by agronomic practices. *Agricultural Water Management* **42**:237-249.
- Zhang, L., W. Dawes, and G. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* **37**:701-708.
- Zhong, L., T. Hawkins, G. Biging, and P. Gong. 2011. A phenology-based approach to map crop types in the San Joaquin Valley, California. *International Journal of Remote Sensing* **32**:7777-7804.
- Zinck, J. A., E. Flores, and J. M. Sayago. 2006. Soil compaction and fertility depletion. Pages 169-245 in J. A. Zinck, editor. *Land-use change and land degradation in the western Chaco*. International Institute for Geo-Information Science and Earth Information, Enschede, The Netherlands.