

Capítulo 7

SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON EL USO DE LA TIERRA EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA

Esteban G. Jobbágy

Grupo de Estudios Ambientales - IMASL, Universidad Nacional de San Luis
y CONICET. Av. Ejército de los Andes 950, (5700)San Luis, Argentina. Email:
jobbagy@unsl.edu.ar.

Resumen. Sobre la base de antecedentes locales y de otras regiones del mundo se discuten la relación entre la generación de servicios hídricos de los ecosistemas (provisión de agua y regulación hidrológica) y los cambios en el uso de la tierra que en la actualidad experimenta la producción agrícola en la llanura chaco-pampeana de Argentina. La intensificación agrícola en la Región Pampeana podría vincularse a una mayor vulnerabilidad a la inundación. Sólo en los sectores más intensificados se presentan indicios de deterioro de la calidad química de los acuíferos. Respecto a los bosques del Chaco y Espinal, existen evidencias de ecosistemas similares en Australia, África y Norteamérica que sugieren que su reemplazo masivo por cultivos de secano causa ascensos de nivel freático y transporte de sales a la superficie; esto provoca un deterioro de los recursos hídricos y de los suelos. En nuestro país, estos procesos han sido poco explorados. Otros conflictos posibles entre la producción agropecuaria y los servicios hídricos pueden emerger tras el avance del riego complementario con agua subterránea en sectores semiáridos y ante el drenaje y la forestación de humedales en el Delta del Paraná. La conectividad elevada que aporta el ciclo del agua obliga a articular intereses percibidos en distintas escalas y por distintos actores, y demuestra la vinculación entre la producción agropecuaria y los servicios de los ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Como cualquier otro componente vivo del Sistema Tierra, la población humana depende de una red compleja de funciones de los ecosistemas (Lovelock 2007). Estas funciones pueden traducirse, no sin simplificaciones arriesgadas, en una lista de bienes y servicios que entregan los ecosistemas; esto hace que la vida humana sea posible y agradable (Daily et al. 1997). Aire y agua de buena calidad, alimento, ámbitos de vida seguros y confortables, materiales para vestimenta, vivienda y utensilios varios, fuentes de energía, son sólo algunos de los bienes y servicios que los ecosistemas proveen y que poseen un valor incuestionable para los humanos. Esta lista crece a medida que indagamos de manera más profunda las necesidades de nuestras sociedades y muta según el contexto histórico y cultural en el que lo hacemos (Daily et al. 1997).

La demanda creciente de bienes y servicios por parte de una población humana que aumenta en número y en deseos y capacidad de consumo pone de manifiesto los límites del Sistema Tierra (Lovelock 2007, Imhoff et al. 2004). El hecho de que la tasa de generación de bienes y servicios de los ecosistemas sea finita es una obviedad termodinámica ignorada con frecuencia a través de la historia y sólo percibida cuando se agotan las posibilidades de incrementar la producción de bienes o cuando se evidencian compromisos entre esta producción y la generación de servicios indispensables o muy valorados. ¿Es posible alcanzar la máxima generación de productos vegetales y animales comercializables por hectárea y a la vez maximizar la generación de agua y aire de calidad? La creciente transformación de los sistemas de producción naturales en artificiales ¿puede ser compatible con el mantenimiento de la diversidad biológica? ¿Cómo se vinculan los beneficios y las pérdidas bajo distintos esquemas de uso de los ecosistemas? ¿En qué medida se pueden identificar las relaciones óptimas? Responder a este tipo de preguntas exige combinar perspectivas de los ecosistemas tradicionalmente desconectadas. Estas perspectivas incluyen las de tipo agronómicas, enfocadas en la producción de bienes primarios, las de tipo ambiental, concentradas en la producción de algunos servicios (e.g., secuestro de carbono, generación de agua potable), las de la conservación, preocupadas por la preservación de lo "natural", y las sociales, interesadas en cómo los humanos perciben, valoran, y tratan a los ecosistemas. En este artículo se discuten los posibles compromisos y sinergias que existen entre la generación de servicios hídricos de los ecosistemas (i.e., provisión de agua y regulación hidrológica) y la producción agrícola en la llanura chaco-pampeana de Argentina. El enfoque se concentra en contrastar perspectivas agronómicas y ambientales, y deja en un segundo plano los aspectos sociales asociados y el problema de la conservación de los ecosistemas naturales "per se".

LA VEGETACIÓN COMO FACTOR HIDROLÓGICO

El reconocimiento del papel de los ecosistemas como reguladores del ciclo hidrológico ha crecido en las últimas tres décadas (Eagleson 2002). La biota en general, y en particular la estructura y la dinámica de la vegetación, influyen sobre procesos y atributos hidrológicos que antes se consideraban controlados sólo por variables abióticas; entre estas variables, al clima y a la topografía/litología se los consideraba reguladores principales (ver Dingman 1997). Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, incluyendo reemplazos del tipo de vegetación y/o cambios en la frecuencia y la intensidad de intervenciones drásticas [e.g., cosecha de biomasa, el pastoreo, o el fuego (disturbios)], implican una nueva impronta de la

biota sobre la dinámica hidrológica; esto puede alterar la prestación de sus servicios hídricos a la sociedad. Desde la perspectiva humana, los servicios hídricos involucran no sólo la provisión de agua para distintos usos (e.g., consumo humano, industria, riego, esparcimiento) sino también la regulación de los flujos de agua como fuerzas destructoras y/o contaminantes [e.g., crecientes, inundaciones, salinización, contaminación de reservas de agua (Postel y Carpenter 1997, MA 2005)]. Al menos estas dos facetas "utilitarias" del ciclo hidrológico deben ser consideradas al explorar compromisos o sinergias con distintos usos posibles de la tierra.

Una influencia principal de los ecosistemas sobre la circulación de agua es la partición de las precipitaciones en "flujos evaporativos", que retornan a la atmósfera, y "flujos líquidos", que alimentan cuerpos superficiales y subterráneos de agua y que, eventualmente, alcanzan el océano (Jackson et al. 2001, Bradshaw et al. 2007). En esta partición juegan un papel importante atributos de la vegetación tales como su despliegue estacional de follaje (área foliar), su estructura aérea (i.e., distribución vertical de las hojas y rugosidad del canopeo) y subterránea (i.e., distribución vertical de raíces, profundidad máxima). Estos atributos definen la capacidad de acceder al agua del suelo y entregarla a la atmósfera a través de la transpiración (Calder 1998, Jackson et al. 2000). Otro aspecto importante del efecto de la biota sobre el ciclo del agua es el direccionamiento de los excesos hídricos hacia vías subterráneas (drenaje profundo) vs. vías superficiales (escurrimiento), con un efecto fuerte sobre la temporalidad de los caudales de los ríos y las pérdidas de nutrientes y sedimentos (Allan 2004). En este caso juegan un papel muy relevante los atributos del ecosistema capaces de influir sobre las tasas de infiltración de los suelos, particularmente sensibles a intervenciones como la labranza, el sobrepastoreo, el fuego, el tránsito de maquinarias, o la pavimentación, entre otros (Allan 2004).

A los efectos que el uso de los ecosistemas tiene sobre la partición de las precipitaciones en vapor vs. líquido y del líquido en aportes superficiales vs. subterráneos a la red hidrológica deben sumarse los posibles efectos sobre la precipitación misma. En este sentido, la ocurrencia e intensidad de precipitación convectiva puede ser afectada por la vegetación a través de su control del intercambio de humedad y energía con la atmósfera (Pielke y Avissar 1990). En este caso, el ámbito de influencia de las transformaciones de la cubierta de la tierra puede ser local, regional o continental. En la actualidad se especula que la evapotranspiración de la selva amazónica suministra humedad a la corriente de chorro de capas bajas de la atmósfera del Chaco (i.e., "low level jet") (Vera et al. 2006), lo cual favorece la formación de tormentas estivales en el oeste de la llanura chaqueña (Vera et al. 2006). En este caso, los servicios hídricos de un gran bioma alcanzarían a otro vecino a miles de kilómetros. También existen efectos más locales como los que podrían tener lugar a través de la generación de focos de mayor temperatura superficial que faciliten el ascenso convectivo y la formación temprana de tormentas en áreas desmontadas (más calientes) dentro de una matriz boscosa (más fría) (Pielke y Avissar 1990, Jackson et al. 2005). Si bien estos efectos son muy poco conocidos en nuestro territorio, podrían tener una influencia muy fuerte sobre la provisión de agua y la regulación hidrológica en distintas escalas.

Por último, además de regular la magnitud y la estacionalidad del intercambio de agua entre la superficie terrestre, la atmósfera, y el sistema hidrológico, la vegetación influye sobre la calidad del agua al afectar también los flujos de materiales suspendidos o disueltos que la acompañan, incluyendo la carga total de sales, la presencia de contaminantes naturales y artificiales, la concentración de nutrientes y la abundancia de sedimentos. De este modo, los ecosistemas contribuyen a determinar la cantidad y la calidad del agua que circula en un determinado territorio y su variación en el tiempo.

SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS

Mientras que algunos servicios ecosistémicos, tales como la oferta de leña o la protección del suelo, se generan y se apropian en la escala de lote o unidad productiva, otros, como la regulación de la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, pueden generarse en territorios muy distantes pero se apropian a nivel global. Los servicios hídricos se ubican entre estos dos extremos, ya que las acciones sobre los ecosistemas de una parcela contribuyen a generar cambios en la cantidad y la calidad del agua de toda la cuenca a la cual pertenecen. Así, las acciones de los agricultores de zonas altas de una cuenca pueden afectar el riesgo de inundación de sus pares en zonas bajas o también comprometer la disponibilidad de agua potable en centros urbanos. Sin llegar al grado de conexión continental o global que pueden generar los ecosistemas sobre la atmósfera, la influencia sobre la red hidrológica plantea la conexión entre la producción de bienes y servicios de los ecosistemas en escalas concordantes con unidades administrativas como municipios y provincias, en las que las sociedades suelen tener instituciones y organizaciones activas capaces de articular intereses y necesidades encontradas. En estas escalas, los servicios hídricos pueden generar, además, un puente entre los actores rurales y urbanos sobre el cual construir una visión y ordenamiento más claro y justo del territorio.

Otra dimensión relevante a la hora de determinar como se articula la producción primaria de los ecosistemas con su prestación de servicios hídricos a la sociedad, es la de su incumbencia pública y privada. Mientras que la gestión de la producción primaria y la obtención de sus beneficios suele recaer en el sector privado, las iniciativas de provisión de agua o de regulación hidrológica son típicamente motorizadas por el sector público y benefician en forma directa a la mayoría de los habitantes de un territorio. Esta asimetría sectorial obliga a articular en forma ingeniosa, consensuada y políticamente madura los servicios hídricos y la producción. Se destaca, entonces, la ventaja que representa para el conjunto de la sociedad el estar muy bien informada acerca de cuáles son los costos y los beneficios que están en juego y quiénes los perciben. Un ejemplo valioso de la conexión entre ámbitos (rurales y urbanos) y sectores (privado y públicos) y entre producción y servicios hídricos lo brindaron la ciudad de Nueva York y su entorno rural en las montañas Catskill durante la década del '90. Las agencias estatales y mixtas de esa urbe llevaron adelante una negociación con los propietarios de las tierras de una parte importante de la cuenca que la abasteció históricamente de agua potable. En los años ochenta, el uso y manejo de las tierras altas de la cuenca comprometían de manera muy seria la calidad de este recurso. En un acuerdo sin precedentes la ciudad adquirió tierras y derechos en la cuenca (por un valor mucho menor al de la opción alternativa de construir una planta de tratamiento más poderosa), garantizó la provisión de agua de buena calidad y se favoreció con la prestación de otros servicios ambientales (e.g., la disponibilidad de ámbitos de esparcimiento) (Chichilnisky y Heal 1998). En este caso el servicio de provisión de agua se tradujo en un precio asignado a las tierras y la transacción integró ámbitos y sectores con intereses distintos sobre un mismo territorio. Alcanzar una valoración de mercado para todos los servicios hídricos de los ecosistemas puede no ser factible o deseable (Paruelo, Capítulo 5 de este libro). En comparación con la provisión de agua, la regulación hidrológica es un servicio mucho más difícil de valorar en términos económicos.

PARTICULARIDADES HÍDRICAS DE LOS PAISAJES DE LLANURA

Las planicies sedimentarias de baja pendiente regional suelen presentar características hidrológicas y respuestas a los cambios de vegetación muy particulares, que se diferencian de aquellas observadas en paisajes más ondulados con cuencas bien definidas (Jobbágy et al. 2008). La pendiente regional escasa en estos territorios limita la evacuación de los excesos hídricos y de las sales tanto de origen atmosférico como litológico (Toth 1999), lo cual favorece la inundación por anegamiento y la salinización de aguas y tierras. Por otra parte, la presencia de niveles freáticos muy cercanos a la superficie en estas situaciones favorece el acople entre ecosistemas y agua subterránea; esto permite el consumo de agua freática por la vegetación no sólo en corredores ribereños, áreas bajas y/o humedales, sino en la mayor parte del paisaje. El intercambio recíproco de agua y solutos que puede darse entre la vegetación y el sistema hidrológico subterráneo en una gran fracción del paisaje es entonces una particularidad más de las llanuras que debe considerarse a la hora de explorar cómo los cambios en el uso de la tierra pueden comprometer la regulación hidrológica, el rendimiento hídrico y la calidad del agua (Heupermann 1999, Jobbágy y Jackson 2007, Portela et al. 2009).

La vulnerabilidad hidrológica de las llanuras ante cambios en el uso de la tierra es aun mayor bajo climas semiáridos a subhúmedos, en los cuales los rendimientos hídricos son bajos y la acumulación de sales alta (Jobbágy et al. 2008). En estas condiciones la evapotranspiración es el principal componente de pérdidas del balance de agua. Su complemento, el rendimiento hídrico, es una fracción pequeña que puede variar en un orden de magnitud, o más, ante cambios sutiles en la evapotranspiración, lo cual afecta de manera importante la cantidad de agua líquida que circula por el paisaje (Wilcox et al. 2003). Por otra parte, la acumulación elevada de sales que existe en las llanuras semiáridas a subhúmedas plantea el riesgo de la redistribución vertical y horizontal de las mismas, pues ello puede afectar en pocos años o décadas la calidad de los suelos y de las aguas (Sapanov 2000, Schofield et al. 2001, Jobbágy y Jackson 2004, Noretto et al. 2007). La llanura chaco-pampeana de Argentina representa una de las áreas sedimentarias de clima subhúmedo a semiárido más planas del planeta, con una porción muy grande del territorio con pendientes menores a 0.1% (Jobbágy et al. 2008). Esta llanura es más plana aun que la mayor parte de las Grandes Planicies del medio-oeste de Estados Unidos, o las llanuras de Europa Occidental.

Las transformaciones de la vegetación y los cambios en el uso de la tierra que experimenta la llanura chaco-pampeana pueden jugar un papel importante sobre los servicios hídricos que prestan sus ecosistemas. En este sentido es conveniente distinguir aquellos cambios de amplia distribución geográfica (e.g., la deforestación y establecimiento de cultivos agrícolas en bosques secos del Chaco y Espinal, o el reemplazo de la rotación con pasturas perennes por agricultura continua en la Región Pampeana) de aquellos de distribución restringida y enfocada pero de alto impacto hidrológico local (e.g., el establecimiento de macizos forestales en tierras de pastizal, la aplicación de riego complementario, o la instalación de núcleos de concentración animal) (Tabla 1). En las siguientes secciones se revisan estos distintos casos y sus efectos hidrológicos conocidos o esperables sobre la base de evidencia local, cuando existe, o de otras regiones del mundo con características similares.

Tabla 1. Síntesis de los procesos de cambio en el uso de la tierra y sus posibles impactos sobre los servicios hídricos de los ecosistemas en la llanura chaco-pampeana. Se indican los cambios de uso más importantes, las regiones donde son más relevantes y los mecanismos ecológicos que los vinculan a la prestación de servicios hídricos. Se presentan los servicios hídricos más importantes para la sociedad y los efectos esperados y/u observados.

Proceso territorial	Región	Mecanismos	Servicios			
			Provisión / cantidad	Provisión / calidad	Regulación	Otros relacionados
Intensificación agrícola, eliminación de rotación con pasturas	Región Pampeana	Recarga más estacional, menor control de anegamiento por evapotranspiración	Disminución de recarga y de rendimiento en cursos de agua	Contaminación local, regional si alcanza acuíferos (e.g., Puelche), carga de sedimentos y agroquímicos a cursos de agua	Inundación por anegamiento (lento)	
Establecimiento de focos forestales en pastizales	Tierras no agrícolas pampeanas	Aumento de la evapotranspiración, descarga freática localmente intensa		Salinización local	Si la expansión es masiva, descenso de niveles freáticos, menor frecuencia de anegamiento	Si la expansión es masiva, pérdida de humedales
Reemplazo de bosques y arbustales por pasturas y agricultura	Chaco/ Espinal	Inicio de recarga subterránea, movilización de sales hacia napas	Efecto leve, cuenta naturalmente con muy escasos recursos	Salinización local (si bien muchas aguas son inicialmente saladas), aumento de carga agroquímicos y sedimentos en cursos de agua	Inundación + salinización por anegamiento (lento) - inundación por escurrimiento (rápido)	Pérdida de humedales u otros sistemas naturales de descarga aguas abajo
Riego complementario con agua subterránea	Región Pampeana oeste, Chaco/ Espinal	Aumento de descarga regional de acuíferos, aumento de recarga freática local	Pérdida de reservas subterráneas	Salinización local (raro)		
Reigo complementario con agua superficial	Chaco/ Espinal	Consumo de agua fluvial, aumento de recarga freática local	Menor disponibilidad para otros usos	Anegamiento y salinización local		
Drenaje y endicado de humedales	Delta del Paraná	Menor interacción río-humedal, oxidación de tierras	Puede aumentar por menor evapotranspiración	Pérdida de poder "descontaminante" del humedal - oxidación libera nutrientes hacia el río	Menor amortiguación de crecientes	Pérdida de stock de carbono por oxidación de suelos
Intensificación ganadera, focos de concentración animal y suplementación	Región Pampeana oeste, Chaco/ Espinal	Focos puntuales de alto aporte de nitrógeno y fósforo a aguas	Competencia con consumidores locales de agua	Contaminación (N, P, otros)		

INTENSIFICACIÓN DE LA AGRICULTURA PAMPEANA

La Región Pampeana ha estado sujeta a notables sequías e inundaciones cuyo impacto económico y social se vislumbra en diversos documentos generados durante los últimos tres siglos (Moncaut 2001). En un contexto de niveles freáticos cercanos a la superficie y de cuerpos de agua intermitentes que pueden llegar a cubrir una gran fracción del paisaje o desaparecer por años, resulta importante preguntarse qué papel juegan los ecosistemas y el diseño de su aprovechamiento sobre la regulación hidrológica. Como suele observarse en otras regiones de pastizales subhúmedos de llanura, tales como los que ocupan Siberia Occidental, la gran llanura húngara, o las grandes planicies canadienses, en la Región Pampeana los niveles freáticos son cercanos a la superficie (Fuschini Mejía 1994). Esta condición favorece la inundación por anegamiento cuando se acumulan excesos hídricos y trae aparejados grandes trastornos no sólo para la producción primaria sino también para la infraestructura y la actividad económica en general (Degioanni et al. 2002, Aradas et al. 2002). ¿En qué medida la intensidad y la frecuencia de las inundaciones pampeanas son controladas únicamente por las fluctuaciones climáticas, o también por el tipo de cobertura y uso del territorio? Tradicionalmente se ha identificado al clima, más específicamente a los períodos plurianuales de precipitaciones elevadas, como el principal responsable de las inundaciones por anegamiento en la Región Pampeana. Esta visión "abiótica" del problema ha sustentado la formulación de soluciones hidráulicas a las inundaciones que buscan evacuar los excesos hídricos, en contraste con acciones de ordenamiento territorial que busquen prevenir la generación de tales excesos hídricos y la presencia sostenida de niveles freáticos superficiales. Los excesos hídricos responden no sólo a los flujos de ingresos de agua por precipitación sino también a los egresos, cuya vía principal en la llanura es la evapotranspiración (Bradshaw et al. 2007, Ward et al. 2007). Este hecho señala que el uso de la tierra afecta el régimen de inundaciones por sus efectos sobre este último flujo.

El avance agrícola en la Región Pampeana puede tener efectos múltiples sobre la evapotranspiración. Si bien no está claro en qué medida este reemplazo puede haber contribuido a exacerbar los dos fuertes ciclos de inundaciones severas que afectaron a la Pampa Interior (picos de 1987 y 2001) en los últimos veinticinco años (Viglizzo et al. 1997, 2009), se puede especular que existe una tendencia a generar mayores excesos hídricos en la trayectoria histórica que va desde pastizales naturales (dominantes hasta principios del siglo XX) a rotaciones de pasturas y cultivos anuales (típicas hasta a la década del '80) a cultivos anuales continuos (preponderantes en la actualidad) (Paruelo et al. 2005). A pesar de que las tasas máximas de evapotranspiración de los cultivos anuales pueden superar a las de pasturas cultivadas y éstas a las de las especies del pastizal natural, es importante destacar que en el mismo orden aumenta la frecuencia temporal y espacial de períodos de inactividad de la vegetación (barbechos planificados, siembras fallidas o evitadas por anegamiento o sequía). El balance de agua (precipitación-evapotranspiración) anual y plurianual puede, entonces, volverse más positivo en el sentido pastizal-rotación agroganadera-agricultura continua, y así estimular los excesos y el anegamiento (Viglizzo et al. 2009) (Tabla 1). Muchas de las estrategias que disminuyen el riesgo de sequía en agricultura (e.g., el caso de la acumulación de rastrojos y siembra directa) apuntan a la conservación del agua y pueden favorecer la generación de excesos hídricos. Otras como el establecimiento de cultivos de cobertura o el doble cultivo trigo-soja, que apuntan a maximizar la productividad y el uso de agua, pueden disminuir los excesos hídricos.

El análisis de estos efectos requiere contemplar las probables retroalimentaciones entre el nivel freático y la evapotranspiración de los ecosistemas (Ridolfi et al. 2006, Degioanni et al. 2006), incluyendo en ellas el comportamiento de los humanos que los manejan. En el caso de la Pampa Interior, la ocurrencia de períodos muy lluviosos bajo los escenarios contrapuestos de cultivos anuales vs. pasturas perennes podrían generar distintos tipos de retroalimentaciones. En ambos casos las napas tenderían a elevarse causando anegamientos; sin embargo, las respuestas de la evapotranspiración a este cambio podrían diferir (Jobbágy et al. 2008) (Tabla 1). En el caso de los cultivos, el anegamiento impide la siembra y limita la transpiración de los cultivos ya establecidos al dañarlos. Ello genera una retroalimentación positiva sobre la inundación, al cerrarse parcialmente la vía transpirativa de evacuación de agua. Bajo pasturas perennes, la transpiración podría limitarse parcialmente por anegamiento, pero la cobertura vegetal perenne se mantiene y, si el anegamiento es prolongado, los procesos sucesionales (reemplazo espontáneo de especies) pueden conservar las tasas de transpiración.

Estos mecanismos hipotéticos todavía no han sido evaluados en la región y, en general, han sido poco explorados a nivel global. Un ejercicio de simulación simple basado sobre un modelo numérico que permite acoplar el acuífero freático al (agro)ecosistema (Jobbágy et al. 2009) sugiere que las rotaciones agrícolas, en contraste con pasturas de alfalfa, tendrían dos dominios de atracción en cuanto a sus niveles freáticos (modo anegado y modo no anegado), manifiestos en una distribución bimodal y más superficial de niveles. La situación bajo alfalfa mantendría niveles más profundos fundamentalmente por su mayor profundidad de raíces y en raras ocasiones alcanzaría el estado de anegamiento. Nuestras herramientas poseen escaso poder para cuantificar la vulnerabilidad a la inundación bajo distintos escenarios de uso de la tierra, pero las evidencias disponibles asignan a la vegetación un papel significativo en la regulación hidrológica de la Región Pampeana.

La dinámica de las sales en la llanura puede verse muy afectada por los ciclos de anegamiento. En los períodos secos que sigan al de inundación, las sales pueden acumularse por descarga evaporativa de agua freática y así deteriorar de manera temporal la productividad de las tierras. Nuevos períodos húmedos que hereden niveles freáticos profundos tras la sequía podrían favorecer el lavado temporal de las sales y así restablecer la productividad de la tierra. La intensidad y el ritmo de este tipo de ciclos, así como los usos de la tierra, serían determinantes de esta dinámica poco explorada en la Pampa (ver Noretto et al. 2007 para ejemplos en Hungría). De la discusión anterior emerge el tema de la salinización de los suelos. Los posibles efectos del uso agrícola sobre la dinámica hidrogeológica de sales y la salinización de aguas subterráneas de gran valor para consumo humano (e.g., acuífero Puelche) aún no han sido muy explorados.

En los sistemas agrícolas intensificados del hemisferio norte la exportación de agroquímicos (i.e., fertilizantes y pesticidas) a la red hidrológica es una consecuencia común de obvio impacto sobre la generación de agua potable. En la llanura pampeana el uso de fertilizantes es aún relativamente bajo en comparación con aquellos sistemas, pero va en rápido aumento (Viglizzo et al. 2001). Si bien se ha documentado la migración de nitrógeno soluble en suelos bajo distintos usos de la tierra en la región (Abril et al. 2007, Rimsky-Korsakov et al. 2004), no existen (hasta donde el autor pudo indagar) estudios que cuantifiquen el transporte de nitrógeno derivado de fertilizantes a acuíferos y cuerpos superficiales de agua (Tabla 1). Sin embargo, existen descripciones de las concentraciones de formas solubles de nitrógeno para zonas de actividad agrícola intensa en el sudeste de Buenos Aires, donde se han identificado niveles elevados en aguas subterráneas asociados con irrigación y fertilización con dosis altas (Costa et al. 2002). En la Pampa Ondulada

aproximadamente 40% de unos 150 pozos relevados que accedían al acuífero Pampeano contenían nitratos por encima de 45 ppm, nivel recomendable para consumo humano (Carbó et al. 2008). En la misma región, el seguimiento hidroquímico de la cuenca del arroyo Durazno, en una zona agrícola, muestra concentraciones <1 ppm de nitratos durante cuatro años (Arreghini 2005). Es posible que los aportes de fertilizantes influyan sobre estos patrones, pero cabe destacar que las observaciones de Portela et al. (2006) en lisímetros sugieren que la mineralización de materia orgánica del suelo jugaría un papel más importante que la fertilización, exportando nitrógeno soluble en suelos típicos de la Pampa Interior y Ondulada. En qué medida las prácticas agrícolas actuales comprometen la calidad de agua para consumo humano no es cuantificable de manera clara pero debe prestarse especial atención al efecto combinado que la agricultura tiene añadiendo nitrógeno soluble (fertilización y, en menor medida, fijación), mineralizando materia orgánica (labranza) y facilitando eventos intensos de recarga (barbechos). Debe sumarse a la contaminación por fertilizantes la de plaguicidas, especialmente herbicidas. En este caso, la atrazina resulta uno de los productos de mayor impacto por su movilidad y perdurabilidad (Costa et al. 2003). El glifosato requiere especial atención por su uso muy extendido y ha sido hallado en arroyos de la Pampa Ondulada (Peruzzo et al. 2008) en concentraciones aun mayores que las reportadas en las planicies de Norteamérica (Scribner et al. 2003). Aplicaciones (concentraciones altas) en microcosmos acuáticos demuestran un impacto fuerte sobre la composición algal y sobre la concentración de fósforo (Pérez et al. 2007). Otros estudios en cuencas de esta región indican la presencia de una gran diversidad de productos, algunos de los cuales alcanzan concentraciones riesgosas para la biota acuática (Jergentz et al. 2005).

FORESTACIÓN EN ÁREAS DE PASTIZAL Y AGRICULTURA

El establecimiento de forestaciones en sistemas de pastizales introduce cambios significativos en la dinámica del agua, asociados a su mayor demanda hídrica (Kelliher et al. 1993), y pueden dejar su impronta en los patrones de acumulación de sales en el ecosistema. Comparados con los pastos, los árboles presentan mayor capacidad evaporativa (Kelliher et al. 1993). Cuando esta mayor capacidad para evapotranspirar se expresa a expensas del consumo de agua subterránea, el establecimiento de árboles sobre pastizales puede ocasionar la salinización de suelos, zonas vadosas y acuíferos (Heuperman 1999, Jobbágy y Jackson 2004) (Tabla 1), y comprometer la sustentabilidad del propio sistema forestal. Esto resulta de la combinación de la descarga freática generada por la forestación, la cual está sustentada por flujos subterráneos laterales desde áreas vecinas (no forestadas) y por la exclusión de solutos que realizan las raíces durante la absorción de agua. El proceso de salinización de suelos y agua subterránea, asociado con el consumo de agua freática, ha sido informado en diversas regiones del mundo, bajo distintas especies de árboles (deciduos y siempreverdes, coníferas y latifoliados) y en un amplio rango de climas (George et al. 1999, Heuperman 1999, Sapanov 2000, Vertessy et al. 2000, Jobbágy y Jackson 2004, Noretto et al. 2007). En los pastizales del Río de la Plata se ha observado, a partir de una combinación de aproximaciones que involucran estimaciones satelitales, modelado del agua edáfica y freática y sensores de flujo de savia, que el establecimiento de forestaciones de eucalipto aumenta las pérdidas evapotranspirativas en 40-80% en comparación con los pastizales (Noretto et al. 2005). Estas diferencias están explicadas en gran medida por un aporte importante de agua freática, el cual llega a suplementar las precipitaciones en 25-50% (Engel et al. 2005, Jobbágy y Jackson 2007). Si bien el aporte freático representa una mejora significativa en la productividad de las forestaciones,

también desencadena una acumulación fuerte de sales en el suelo, zona vadosa y acuífero, y hasta puede alcanzar 6 kg/m² de sales (Jobbágy y Jackson 2003, 2007). Ello impone un riesgo de deterioro de los recursos hídricos y edáficos. Situaciones de forestación masiva en la llanura podrían generar descensos regionales del nivel freático y afectar humedales cercanos (Tabla 1).

El mayor uso de agua de las forestaciones y, en particular, el eventual consumo de agua freática de las mismas ofrece oportunidades y riesgos para la actividad forestal y para el manejo de tierras. Por un lado, el consumo de agua freática mejora la productividad y permite mantener los niveles freáticos más deprimidos, y esto disminuye los riesgos de inundaciones. Por otro lado, la caída en el rendimiento hídrico (caudal anual por unidad de superficie de la cuenca) de las cuencas forestadas puede comprometer otros usos del agua, y la acumulación de sales puede amenazar la productividad en el largo plazo así como la integridad de los recursos hídricos y edáficos.

Está disponible una combinación de estrategias de manejo y planeamiento, desde la escala regional a la de parcela, para aprovechar los beneficios del consumo de agua subterránea, al mismo tiempo que disminuye sus efectos negativos. En el nivel regional, el ordenamiento territorial de las forestaciones debería orientarse hacia las regiones más húmedas (con balances hídricos más positivos) ya que esto no sólo determinaría mayores tasas de crecimiento, sino que también se minimizarían los impactos hidrológicos negativos (Farley et al. 2005) y los riesgos de salinización (Nosetto et al. 2008). Si bien las forestaciones en regiones húmedas conducirían a mayores reducciones del rendimiento hídrico de las cuencas en términos absolutos, el impacto relativo sobre el rendimiento hídrico (i.e., la fracción del caudal erogado por cursos de agua que se perdería por forestar) sería máxima en zonas (semi)áridas; así, en estas zonas (semi)áridas aumentaría el riesgo de deterioro de la provisión de agua (Scott y Lesch 1997, Farley et al. 2005).

DEFORESTACIÓN Y AVANCE AGRÍCOLA EN EL ESPINAL Y EN EL CHACO

El reemplazo masivo de bosques secos (precipitación entre 400 y 800 mm/año) por cultivos de secano ha generado cambios hidrológicos fuertes en las llanuras del oeste y sudeste australiano, del Sahel y del sudoeste de Norteamérica. En estos sistemas, la vegetación leñosa nativa utiliza de forma exhaustiva los aportes de la precipitación y genera drenajes profundos prácticamente nulos (<5 mm/año) y un escurrimiento superficial limitado. Su reemplazo por cultivos altera esta situación y causa reducciones en la evapotranspiración; aún siendo proporcionalmente pequeñas, estas reducciones generan aumentos fuertes en la recarga de acuíferos y ascensos graduales pero constantes en el nivel freático. El proceso de avance agrícola en el oeste y sudeste de Australia fue iniciado más de un siglo atrás y sus efectos sobre la agricultura y la sociedad han sido muy negativos. Allí, el creciente drenaje profundo ha arrastrado hacia los acuíferos sales acumuladas durante milenios en el perfil profundo del suelo/sedimento (George et al. 1997). Estos acuíferos, al alcanzar la superficie varias décadas más tarde, han transportado las sales y desencadenado una intensa salinización de suelos. Como resultado de este proceso, Australia ha perdido 60000 km² de tierras agrícolas, superficie que amenaza con triplicarse y alcanzar una área equivalente a todo Uruguay para 2050 (NLWRA 2001).

En los bosques secos del Sahel el avance agrícola se han traducido en aumentos de escorrentía y posterior recarga de acuíferos por drenaje profundo en zonas bajas del paisaje, y se ha registrado el ascenso de niveles freáticos de 0.4 m/año en el último medio siglo (Leduc et al. 2001). Un proceso equivalente al mencionado para Australia se ha documentado en las planicies arbustivas del noroeste de Texas y Nueva México tras su conversión a cultivo de secano (Scanlon et al. 2005). Es interesante destacar que en este caso el proceso parece haberse atenuado parcialmente por la expansión posterior de sistemas de riego por pivote central abastecidos con agua subterránea. En las tres regiones del mundo descritas hasta aquí los ascensos freáticos han ocurrido bajo regímenes de precipitación relativamente constantes o decrecientes, que apoyan la idea de que el cambio en el uso de la tierra y no el del clima son su causa principal.

Evidencias aún poco organizadas sugieren una creciente recarga subterránea y escorrentía superficial en la porción subhúmeda y semiárida de la llanura chaco-pampeana, originalmente ocupada por bosques secos. Casos como el ascenso de más de cinco metros en los últimos 30 años en el nivel de la laguna Mar Chiquita (Córdoba), sin precedentes durante los últimos dos siglos y medio (Piovano et al. 2004), apuntan a una tendencia de magnitud regional. Si bien estos cambios hidrológicos son simultáneos al avance de la agricultura en la región (Paruelo et al. 2005), la causalidad también puede atribuirse al aumento regional de las precipitaciones. Perfiles profundos (8 m) de distribución de solutos y humedad en bosques secos de San Luis indican que a pesar de los aumentos en la lluvia (30% en cien años para la zona), parcelas de bosques de caldén han mantenido un drenaje profundo nulo hasta el presente, mientras que otras vecinas dedicadas a la agricultura han recargado sus perfiles de humedad hasta la máxima profundidad alcanzada por los muestreos (Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. manuscrito en revisión) (Tabla 1). En algunos sectores vecinos a la zona de estudio se observan ascensos freáticos de una decena de metros en tres décadas. Se propone que los aumentos de las precipitaciones en los bosques secos de la llanura chaco-pampeana no han modificado la recarga hidrológica "per se", pero sí lo han hecho en concierto con el avance de la agricultura que, posiblemente, han contribuido a estimular. La pobre red de escurrimiento superficial de varias porciones de la llanura y la presencia de suelos naturalmente salinos permiten suponer un alto riesgo de deterioro de la productividad agrícola y una intensificación de las inundaciones ante ascensos regionales de napas (Tabla 1). Es necesario reconocer el papel que los vertiginosos cambios en el uso de la tierra actuales pueden jugar sobre este proceso y reconocer los problemas (ascenso de napas y salinización) y oportunidades (sinergia riego-secano) que podrían acompañarlos.

OTROS CASOS DE IMPORTANCIA LOCAL

Al margen de las situaciones antes descritas, surgen otros conflictos posibles entre la producción agropecuaria y los servicios hídricos de los ecosistemas en la región. De especial interés son a) el avance del riego complementario basado sobre agua subterránea en sectores semiáridos de la llanura, b) el drenaje y uso forestal o agrícola de humedales del Delta del Paraná, y c) la multiplicación de focos de actividad ganadera concentrada (e.g., "feed-lots"). En el caso del riego complementario, debe destacarse que si bien el uso de agua subterránea ha crecido en importancia en los últimos años (Salinas et al. 2004), Argentina aún mantiene porcentajes de área regada muy inferiores a los del resto del mundo (Doll y Siebert 2002). La presencia de acuíferos de buena calidad y oferta de agua al pie de las Sierras Pampeanas (San Luis y Córdoba) ha permitido

una rápida expansión del riego con sistemas de pivote central. Aún no se conocen en la mayoría de los casos los límites de esta oferta de agua y es muy incipiente la discusión de sus funciones alternativas tales como el abastecimiento con agua subterránea a áreas urbanas (e.g., Ciudad de Córdoba) o su importancia ecológica en la alimentación de humedales en sectores de descarga natural de estas aguas subterráneas. En el futuro, la expansión del riego puede despertar conflictos en este sentido, lo que requerirá un cuidadoso análisis de costos y beneficios para productores y demás beneficiarios del recurso (Tabla 1).

El Delta del Paraná es parte de la región de interés y tiene una ubicación crucial como posible regulador de la calidad de agua que llega a las principales zonas de captación del conglomerado urbano de la ciudad de Buenos Aires y alrededores. Se ha propuesto a los humedales como los ambientes de mayor valor económico en cuanto a los servicios ecosistémicos que proveen (Costanza et al. 1997). En el caso del Delta del Paraná sus efectos sobre la calidad del agua que alcanza el estuario del Río de la Plata pueden ser importantes. La intrincada red superficial y subterránea de este sistema facilita el intercambio biogeoquímico del agua del río con ecosistemas ribereños y palustres que pueden reducir la carga de contaminantes y sedimentos (Tabla 1). La magnitud de estas funciones no está cuantificada hasta dónde el autor pudo indagar, pero puede presumirse importante (Turner y Rabalais 2003), y también debe sumarse a ella la regulación de caudales. El procedimiento de endicado y drenaje de "islas" del Delta para su ocupación con plantaciones forestales de álamo tiene el incentivo de habilitar una producción maderera de mayor valor (álamo) que la de la alternativa inundada (sauce). Este uso de la tierra, sin embargo, minimiza el contacto del agua ribereña con el territorio de las islas. Este "by-pass" del humedal puede afectar la calidad de las aguas que llegan al estuario y disminuir la regulación del caudal. El drenaje del humedal, más allá de los altos costos ambientales en relación al carbono del suelo perdido, puede también generar una liberación de nutrientes hacia las aguas resultante de la oxidación intensa de la materia orgánica (Tabla 1). El impacto de estas prácticas sobre la calidad de agua podría arrojar una relación muy desproporcionada entre beneficios forestales y costos hídricos.

Así como la, hasta ahora, austera economía del nitrógeno en sistemas agrícolas pampeanos parece haber mantenido bajos los niveles de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la región, la aparición creciente de sistemas de concentración animal, puede volver importante este tipo de contaminación y la de fósforo en acuíferos y aguas superficiales a nivel local (Mallin y Cahoon 2003). Además del diseño, una cuidadosa "zonificación" de las áreas destinadas a "feed-lots" que considere las condiciones hidrogeológicas y la distribución y necesidades hídricas de las poblaciones cercanas, debería guiar el avance de estos sistemas de producción animal que se ven favorecidos por el avance agrícola y la pérdida de pasturas de alta calidad en la Región Pampeana (Ham y DeSutter 2000).

CONCLUSIONES

Los servicios hídricos de los ecosistemas no sólo comprenden la provisión de agua en cantidad y calidad, sino también la regulación hidrológica. Este último aspecto cobra gran importancia en las llanuras, donde la vegetación y el uso de la tierra pueden jugar un papel relevante al afectar la generación de excedentes hídricos e inundaciones. Los mecanismos principales son la partición de

la precipitación en a) escurrimiento superficial e infiltración y b) la partición del agua infiltrada en evapotranspiración y drenaje profundo. Ambos mecanismos intervienen en la provisión de agua y en la regulación hidrológica

En la llanura chaco-pampeana deben contemplarse los posibles efectos de la creciente expansión e intensificación agrícola sobre varios aspectos del ciclo hidrológico. En la Región Pampeana, el reemplazo de pasturas perennes por agricultura continua puede generar episodios más intensos de drenaje profundo y recarga freática, lo cual limitaría la regulación de las inundaciones. Puede esperarse que las mismas se vuelvan más intensas y frecuentes en respuesta a estos cambios, si bien aún falta conocer mejor el sistema. La mayor recarga subterránea junto al creciente ingreso de fertilizantes y pesticidas pueden interactuar favoreciendo los procesos de contaminación de acuíferos y arroyos, a pesar de que las evidencias actuales indican que estos procesos son sólo incipientes. En las regiones del Chaco y Espinal, la agricultura avanza reemplazando bosque secos. En esta situación son esperables cambios más intensos en la recarga subterránea, que es normalmente nula bajo la vegetación natural. El inicio de la recarga puede traer acompañada la redistribución de sales hacia los acuíferos y de éstas a los suelos en las zonas más bajas del paisaje, lo que afectaría los recursos hídricos locales y podría favorecer aquí también la inundación. Este proceso, causante de severos daños en Australia, debe ser revisado y monitoreado con mucho detenimiento en nuestras llanuras boscosas.

La forestación, un uso menos común de las áreas de pastizal pampeano, pero importante en la escala local, tiene efectos sobre los recursos hídricos subterráneos (descenso de niveles y salinización) y superficiales (disminución de caudales, reducción de humedales). Este mismo uso de la tierra en áreas desmontadas de bosques secos podría tener efectos restauradores. Otras actividades agropecuarias como el riego complementario y el drenaje de humedales en el Delta del Paraná sugieren importantes compromisos con los servicios hídricos de los ecosistemas.

La influencia de los ecosistemas, y especialmente de los usos y transformaciones a las que lo someten los humanos, sobre el ciclo hidrológico plantea una conexión de intereses percibidos en distintas escalas geográficas y por distintos actores. De esta manera pueden surgir compromisos entre los beneficios de la producción agropecuaria (que se perciben en un predio) y los servicios hídricos que perciben las personas que habitan la periferia del predio (e.g., salinización), la cuenca (e.g., regulación de caudales en ríos), la región (e.g., regulación de grandes inundaciones) o aun el continente (e.g., regulación de las precipitaciones). Esta conectividad que aporta el ciclo del agua puede verse como un problema al obligar a articular intereses encontrados, pero puede representar también una oportunidad, capaz de demostrar a la sociedad la estrecha vinculación que existe entre la producción agropecuaria y otros servicios que los ecosistemas le brindan.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por subsidios de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación (Argentina) y el Inter American Institute for Global Change Research (IAI).

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A., D. Baleani, N. Casado-Murillo y L. Noe. 2007. Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:171-176.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:257-284.
- Aradas, R.D., J. Lloyd, J. Wicks y J. Palmer. 2002. Groundwater problems in low elevations regional plains: The Buenos Aires province example. Pp. 613-623 en: E. Bocanegra, D. Martínez y H. Massone (eds.), *Groundwater and Human Development*.
- Arreghini, S., L. de Cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Seraffini, et al. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24:225-236.
- Bradshaw, C.J.A., N. Sodhi, K. Peh y B. Brook. 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology* 13:2379-2395.
- Calder, I.A. 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631.
- Carbó, L.I., M.C. Flores y M.A. Herrero. 2008. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Geology* DOI 10.1007/s00254-008-1426-6.
- Chichilnisky, G. y G.M. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391:629-30.
- Costa, J.L., F. Bedmar, P.E. Daniel y V.C. Aparicio. 2003. Nitrate and atrazine leaching from corn in the Argentinean humid pampas. Presentado en el 2nd International Workshop on Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites and Intergrated Soil and Water Protection, Tübingen, Alemania, 20-21 de marzo de 2003.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357:253-260.
- Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, et al. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1-18.
- Degioanni, A., J. Cisneros, A. Cantero y A. Camarasa. 2002. Las inundaciones en la Provincia de Córdoba (Argentina) y las tecnologías de información geográfica: Ejemplos de la Aplicación. *Serie Geográfica* 10:143-163.
- Degioanni, A., J. Cisneros, A.G. Cantero y H. Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. *Ciencia del Suelo* 24:29-38.
- Dingman, S.L. 1997. *Physical Hydrology*. Prentice Hall. Pp. 646.
- Doll, P. y S. Siebert. 2002. Global modelling of irrigation water requirements. *Water Resources Research* 38:10.1029/2001WR000355.
- Eagleson, P.S. 2002. *Ecohydrology: Darwinian expression of vegetation form and function*. Cambridge University Press. Pp. 443.
- Engel, V., E.G. Jobbágy, M. Stieglitz, M. Williams y R.B. Jackson. 2005. The hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Wat. Resour. Res.* 41:W10409, doi:10.1029/12004WR003761.
- Farley, K.A., E.G. Jobbágy y R.B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.
- Fuschini Mejía, M.C. 1994. *El agua de las llanuras*. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay. Pp. 58.
- George, R.J., D.J. McFarlane y R.A. Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* 5:6-21.
- George, R.J., R.A. Nulsen, R. Ferdowsian y G.P. Raper. 1999. Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas - A survey of Western Australian sites. *Agricultural Water Management* 39:91-113.
- Ham, J.M. y T.M. DeSutter. 2000. Toward site-specific design standards for animal-waste lagoons: Protecting ground water quality. *Journal of Environmental Quality* 29:1721-1732.
- Heuperman, A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agricultural Water Management* 39:153-167.
- Imhoff, M.L., L. Bounoua, T. Ricketts, C. Loucks, R. Harriss, et al. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429:870-873.
- Jackson, R.B., H.J. Schenk, E.G. Jobbágy, J. Canadell, G.D. Colello, et al. 2000. Belowground consequences of vegetation change and its treatment in models. *Ecological Applications* 10:470-483.
- Jackson, R.B., S.R. Carpenter, C.N. Dahm, D.M. McKnight, R.J. Naiman, et al. 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications* 11:1027-1045.
- Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S.B. Roy, D. Barrett, et al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947.
- Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61:817-826.

- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 54:205-229.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10:1299-1312.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2007. Groundwater and soil chemistry changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 112-10.1029/2006JG000246.
- Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, C.S. Santoni y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.
- Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, S. Contreras López, R.B. Jackson y S.D. Calderón. 2009. Evaporative groundwater discharge in humid plains: The role of climate, vegetation, and farmers. *Eos Trans. AGU*. 90(52), Fall Meet. Suppl., Abstract H31G-03.
- Kelliher, F.M., R. Leuning y E.D. Schulze. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia* 95:153-163.
- Leduc, C., G. Favreau y P. Schroeter. 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table: the Continental Terminal in South-West Niger. *Journal Hydrol.* 243:43-54.
- Lovelock, J. 2007. *The Revenge of Gaia*. Basic Books, New York. Pp. 177.
- Mallin, M.A. y L.B. Cahoon. 2003. Industrialized animal production - A major source of nutrient and microbial pollution to aquatic ecosystems. *Population and Environment* 24:369-386.
- MA. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, D.C. EE.UU.
- Moncaut, C.A. 2001. Inundaciones y Sequías en la Pampa Bonaerense: 1576-2001. Editorial El Aljibe, City Bell (Argentina). Pp. 102.
- Noretto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M. Paruelo. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.
- Noretto, M.D., E.G. Jobbágy, T. Toth y C.M. Di Bella. 2007. The effects of tree establishment on water and salts dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia* 152:695-705.
- NLWRA. 2001. *Australian dryland salinity assessment 2000: extent, impacts, processes, monitoring and management options*. National Land and Water Resources Audit, The Natural Heritage Trust, Commonwealth of Australia.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.
- Paruelo, J.M. Capítulo 5 en este libro.
- Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, P. Rodríguez, M. Solange Vera, et al. 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications* 17:2310-2322.
- Piovano, E.L., D. Ariztegui, S.M. Bernasconi y J.A. McKenzie. 2004. Stable isotopic record of hydrological changes in subtropical Laguna Mar Chiquita (Argentina) over the last 230 years. *The Holocene* 14:525-535.
- Peruzzo, P.J., A.A. Porta y A.E. Ronco. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina, *Environmental Pollution* 156:61-66.
- Pielke, R.A. y R.A. Avissar. 1990. Influence of landscape structure on local and regional climate. *Landscape Ecology* 4:133-155.
- Portela, S.I., A.E. Andriulo, M.C. Sasal, B. Mary y E.G. Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N application in field lysimeters. *Plant and Soil* 289:265-277.
- Portela, S.I., A.E. Andriulo, E.G. Jobbágy y M.C. Sasal. 2009. Water and nitrate exchange between ecosystems and groundwater in a cultivated landscape of the Rolling Pampas. Manuscrito no publicado.
- Postel, S. y S. Carpenter. 1997. *Freshwater ecosystem services*. Pp. 392 en: Daily, G.C. (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. EE.UU.
- Ridolfi, L., P. D'Odorico y F. Laio. 2006. Effect of vegetation-water table feedbacks on the stability and resilience of plant ecosystems. *Water Resources Research* 2:W01201 doi:10.1029/2005WR004444.
- Rimsky-Korsakov, E., G. Rubio y R.S. Lavado. 2004. Potential Nitrate Losses under Different Agricultural Practices in the Pampas Region, Argentina. *Agric. Water Management* 65:83-94.
- Salinas, A., E. Martellotto, P. Salas, J. Giubergia, S. Lingua, et al. 2004. Resultados económicos en riego suplementario. Proyecto Regional de Agricultura Sustentable e Impacto Ambiental. INTA Manfredi. Boletín No. 3.
- Sapanov, M.K. 2000. Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region. *Eurasian Soil Science* 33:1157-1165.

Scanlon, B.R., R.C. Reedy, D.A. Stonestrom, D.E. Prudic y K.F. Dennehy. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* 11:1577-1593.

Schofield, R., D.S.G. Thomas y M.J. Kirby. 2001. Causal processes of soil salinization in Tunisia, Spain and Hungary. *Land Degradation & Development* 12:163-181.

Scott, D.F. y W. Lesch. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. *Journal Hydrology* 199:360-377.

Scribner, E.A., W.A. Battaglin, J.E. Dietze y E.M. Thurman. 2003. Reconnaissance data for glyphosate, other selected herbicides, their degradation products, and antibiotics in 51 streams in nine Midwestern States, 2002: U.S. Geological Survey Open-File Report 03-217. Pp. 101.

Toth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7:1-14.

Turner, R.E. y N.N. Rabalais. 2003. Linking Landscape and Water Quality in the Mississippi River Basin for 200 Years. *BioScience* 53:563-572.

Vera, C., J. Báez, M. Douglas, C.B. Emmanuel, J. Marengo, et al. 2006. The South American Low-Level Jet Experiment. *Bulletin of the American Meteorological Society* 87:63-77.

Vertessy, R., L. Connell., J. Morris, R. Silberstein, A. Heuperman, et al. 2000. Sustainable hardwood production in shallow watertable areas. RIRDC publication 00-163, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton.

Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.

Viglizzo, E.F., Z.E. Roberto, F. Lértora, E. López Gay y J. Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66:61-70.

Viglizzo, E.F., E.G. Jobbagy, L.V. Carreño, F.C. Frank, R. Aragón, et al. 2009. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of central Argentina. *Hydrology and Earth System Science* 13:491-502.

Ward, P.J., H. Renssen, J.C.J.H. Aerts, R.T. Van Balen y J. Vandenberghe. 2007. Strong increases in flood frequency and discharge of the River Meuse over the late Holocene: Impacts of long-term anthropogenic land use change and climate variability. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4:2521-2560.

Wilcox, B.P., M.S. Seyfried y D.D. Breshears. 2003. The water balance on rangelands. Pp. 791-794 en: B.A. Stewart y T.A. Howell (eds.). *Encyclopedia of Water Science*. Marcel Dekker, New York.