

# Análisis del impacto hídrico de la expansión forestal en cuencas de Uruguay

Dr. Marcelo D. Nosetto y Dr. Esteban G. Jobbágy, San Luis - 10 de Octubre, 2016

## Resumen

La expansión de las plantaciones forestales de rápido crecimiento en paisajes inicialmente cubiertos por vegetación herbácea natural o cultivada, como es el caso de Uruguay, plantea interrogantes respecto a las mermas que pueda causar sobre el rendimiento hídrico de ríos y arroyos. En este reporte se estiman estos impactos para todo el territorio de Uruguay. Se aplican un modelo hidroclimático y una aproximación satelital que, tras ser calibrados con datos de aforos de seis grandes ríos, permiten calcular el rendimiento hídrico medio anual bajo distintos escenarios de forestación. Las calibraciones obtenidas por las dos aproximaciones fueron satisfactorias y convergentes. Bajo un escenario de condiciones prístinas, en el territorio de Uruguay un 40% de las precipitaciones abastece los cursos de agua, lo que representa un promedio nacional de ~489 mm/año de rendimiento hídrico, de acuerdo al modelo hidroclimático. Este rendimiento es mayor hacia el este y norte del país y decrece hacia el sudoeste sin llegar a caer en ninguna subcuenca por debajo de los 300 mm/año. El rendimiento hídrico actualmente se ve ligeramente modificado por los cambios presentes de la cobertura vegetal alcanzando a nivel nacional una merma del 2% (con 5% del área total del país forestada). En la subcuenca del río Tacuarembó que es la más forestada actualmente (19%), la merma de rendimiento hídrico alcanzaría el 7%. Las estimaciones del modelo hidroclimático indican que por cada 10% del área que se asigna a forestaciones puede esperarse una merma de rendimiento hídrico de aproximadamente 18 mm/año. Ante una situación hipotética en la que se alcance a forestar el 60% del área total de una cuenca representativa de las condiciones promedio del país, el rendimiento hídrico medio caería 110 mm/año, causando una merma respecto al escenario prístino de 23%. A nivel de microcuencas, aquellas ubicadas hacia el norte del país, con mayor precipitación, sufrirían mayores caídas absolutas pero menores en términos relativos al rendimiento hídrico actual (-144 mm/año y -23% en los casos extremos). Lo inverso ocurre hacia el sur y sudoeste del país (-66 mm/año y -30% en los casos extremos). La agricultura genera un efecto opuesto al de la forestación sobre los rendimientos hídricos medios anuales, y en las microcuencas más agrícolas de país (sudoeste) estaría generando actualmente incrementos de rendimiento de entre 40 y 65 mm/año, de acuerdo al modelo MODIS-NDVI. Es importante destacar, sin embargo, que la agricultura tiene un consumo muy estacional de agua que se acrecienta en la época estival superando a la de los pastizales, con lo cual en este período del año no compensaría los efectos de la forestación y los agravaría. El análisis temporal de las series de caudal de los ríos Tacuarembó, Yi, Queguay, Tacuarí, Cebollatí y Negro indica que comparten un comportamiento hidrológico muy similar, con caudales muy dependientes de las lluvias en el corto plazo (dos meses) y con caudales mínimos muy bajos y sostenidos. En todos los casos las variaciones estacionales son mucho menores que las variaciones semanales o mensuales, lo cual hace que el rendimiento hídrico sea muy impredecible en estas cuencas. En general, la persistencia del índice verde de las forestaciones en niveles constantes en épocas de sequía y particularmente en el verano, sugiere que la forestación tendría un impacto mayor sobre el rendimiento hídrico de estos períodos críticos que sobre los niveles medios anuales. Por otra parte la baja "memoria" de los caudales en respuesta a las variaciones mensuales de las lluvias y la evapotranspiración potencial sugiere que las mermas de caudal impuestas por las forestaciones en períodos secos se recuperarían rápidamente en períodos húmedos.

## 1. Introducción

El establecimiento de plantaciones forestales de rápido crecimiento en paisajes desprovistos naturalmente de árboles y cubiertos por vegetación herbácea natural o cultivada, puede afectar el balance de agua del territorio, reduciendo la cantidad de agua líquida que circula en las cuencas en forma de flujo superficial (arroyos y ríos) o subterráneo (acuíferos). Esto tiene como causa primordial el hecho de que las plantaciones forestales sostienen tasas de transpiración más altas que la mayoría de las coberturas vegetales. Bajo climas muy húmedos la cantidad de agua líquida que evacuan las cuencas es siempre alta y representa una fracción grande de la precipitación, con lo cual los aumentos de la transpiración que puedan introducir las plantaciones no tienen un efecto muy notorio. Hacia condiciones subhúmedas, una fracción menor de las lluvias alcanza el sistema hidrológico y es entonces más factible que cambios en la transpiración alteren los flujos de agua líquida.

En Uruguay las plantaciones forestales de rápido crecimiento han mostrado una de las tasas de expansión territorial más altas del mundo. Esta expansión tuvo lugar en un período en el que la preocupación social respecto al medio ambiente crece y se vuelve central en los debates públicos. El avance forestal como transformación muy visible y el agua como recurso sensible y simbólico de lo ambiental, ponen a las plantaciones y a su impacto hídrico en primer plano. ¿Cuánto puede forestarse el territorio Uruguayo sin comprometer la oferta de agua de sus ríos? Este reporte contesta esta pregunta aplicando distintas fuentes de información que van desde observaciones satelitales y climáticas a aforos de ríos. **Se busca establecer en forma cuantitativa cómo el aumento del área cubierta por plantaciones forestales reduciría el caudal de los ríos uruguayos considerando sus condiciones medias. Por otra parte se explora, con un grado mayor de incertidumbre, el efecto de las plantaciones sobre el rendimiento hídrico en épocas secas o de mínimo caudal.**

Se aplican dos aproximaciones alternativas para estimar el rendimiento hídrico medio de las cuencas de Uruguay y su respuesta al uso de la tierra. La primera se apoya en el **modelo hidroclimático** de Zhang (2001), desarrollado sobre la base de mediciones de campo en más 250 cuencas de todo el mundo cubiertas por vegetación dominada por pastos o árboles. Este modelo empírico tiene como fortaleza su construcción basada en datos directos de rendimiento hídrico, representando la mejor síntesis disponible a nivel global. Su desventaja radica justamente en su carácter global y en su imposibilidad para representar aspectos locales que puedan alterar el nivel basal de rendimiento hídrico de las cuencas (por ejemplo condiciones extremas de pedregosidad, suelos muy arenosos o vegetación de pastizal muy degradada o reemplazada por cultivos anuales; que aumenten el rendimiento) y también los efectos de la conversión forestal (por ejemplo, diferencias en las densidades o especies involucradas que modifiquen el grado de incremento de la demanda evapotranspirativa y por lo tanto la merma de rendimiento). Por esta razón se complementa la aproximación anterior con otra basada en **estimaciones satelitales** del consumo evapotranspirativo de agua. Esta aproximación carece de una calibración universal con datos de rendimiento hídrico pero ofrece la posibilidad de describir las variaciones geográficas y temporales de las distintas coberturas vegetales, aportando más

detalle en el análisis de los impactos hídricos. Cuestiones como las diferencias entre zonas de litología y suelos contrastantes, el efecto de años de precipitación contrastante, o el impacto durante el período de establecimiento o recuperación después de la tala en plantaciones; pueden abordarse con esta aproximación. Para ambas aproximaciones se utilizaron los datos de caudal observados de Uruguay para evaluar la calidad de las estimaciones de rendimiento hídrico. Las series históricas de caudal de seis grandes cuencas se analizan para determinar el comportamiento del rendimiento hídrico e inferir a partir del mismo los aportes relativos de flujos superficiales y subterráneos y su posible sensibilidad a la expansión forestal. Este análisis más cualitativo orienta futuras mediciones o planes de monitoreo.

Para comprender los efectos de cualquier cambio de vegetación o uso de la tierra sobre el rendimiento hídrico es útil reconocer tres grandes procesos de partición de los flujos de agua, que pueden visualizarse como "válvulas" de control del flujo. La primera de ellas corresponde a la partición entre intercepción evaporativa del follaje (I) y lluvia efectiva ( $Pp_{ef}$ ), o "válvula 1 o de la intercepción". Una parte del agua que moja hojas, tallos y ramas permanece sobre ellas y es evaporada sin llegar al suelo. Por lo general este es un flujo minoritario en sistemas templados húmedos pero las plantaciones forestales suelen incrementarlo respecto a pastizales o cultivos anuales. Suele representar una cantidad absoluta fija de agua con lo cual sustrae más agua en términos relativos a los eventos más chicos de lluvia. Es importante destacar que la intercepción compite por la demanda de energía con otro flujo mucho más importante que es el de evapotranspiración. Una vez que la precipitación efectiva alcanza el suelo, ocurre otra partición que puede definirse como la "válvula 2, o del escurrimiento". En este caso se determina la primera contribución posible al rendimiento hídrico a través del escurrimiento de agua en superficie (Esc) hacia los cursos de agua o cuerpos de agua que los alimentan directamente. El complemento de este flujo es la infiltración al suelo (Inf). Este aporte al suelo puede a su vez seguir dos caminos sujetos a la última partición que es la "válvula 3, o de la evapotranspiración". Aquí se define la fracción de agua sujeta a evapotranspiración (ET) y a la que sigue su recorrido conocido como drenaje (D) hasta alcanzar la zona saturada y alimenta las aguas subterráneas y por vía de estas los cursos superficiales de agua. De este modo las tres válvulas definen la cantidad total de agua disponible para alimentar cursos (Esc + D) y también la velocidad o "timing" de estos aportes dada por el aporte relativo de Esc y D. Aportes dominados por Esc implican caudales muy fluctuantes con períodos de crecientes breves seguidos de períodos más prolongados de sequía. Aportes dominados por D muestran dinámicas más suaves y constantes, dado el recorrido más lento del agua en el sistema saturado subterráneo y el papel regulador de los acuíferos freáticos. Por otra parte, es útil destacar que los efectos de la válvula 3 pueden ser notorios no solo en el caudal medio o anual de las cuencas sino también en sus patrones estacionales, dado que los cambios de vegetación no sólo alteran la ET anual sino también su estacionalidad.

El conocimiento disponible sobre sistemas que se transforman de cubiertas no forestales a plantaciones de rápido crecimiento indican que la válvula 1 ( $I/Pp_{ef}$ ) se inclina hacia la intercepción generando mermas de la precipitación efectiva del 5 al 10%. Datos obtenidos en Uruguay apoyan estos valores (Silveira et al. 2016). Las mismas son muy

constantes y sustraen una cantidad fija por evento de precipitación lo cual les da más impacto relativo cuando las lluvias son de baja intensidad y predominan muchos eventos pequeños por sobre grandes tormentas (e.g. en invierno más que en verano). El comportamiento de la válvula 2 (Esc/Inf) es el más incierto y está fuertemente afectado por las condiciones edáficas y topográficas del terreno y por las condiciones antecesoras a las plantaciones. Las mediciones disponibles para Uruguay sugieren que esta válvula se inclina hacia la infiltración bajo plantaciones con reducciones del escurrimiento de un 50% en eventos de lluvia grandes (que son los que más contribuyen al escurrimiento total anual) (datos adaptados de Silveira and Alonso 2009). Finalmente la válvula 3 (ET/D), o de la evapotranspiración muestra una muy consistente inclinación hacia la evapotranspiración en plantaciones de todo el mundo, como resultado de su mayor área foliar, rugosidad del canopeo y profundidad de raíces (Farley et al. 2005). Sobre la base de estas generalidades cabe esperarse una reducción del rendimiento total anual de cuencas altamente forestadas (menor Esc+D). También puede esperarse un menor caudal máximo o de creciente (menor Esc). El caudal base o mínimo, sin embargo, puede tener comportamientos distintos en función del impacto relativo de las plantaciones sobre las válvulas 2 y 3. Si se produce una reducción absoluta del escurrimiento mayor que la reducción del drenaje por aumentos de ET (mucho menor Esc, algo mayor D), podría encontrarse que el caudal base ascienda. De lo contrario, seguiría la misma tendencia que el caudal medio y máximo. La síntesis de estudios existente sugiere que predomina la última situación en la mayoría de los casos (menor D) (Farley et al. 2005), sin embargo en cuencas muy degradadas, con altas pendientes y lluvias intensas, las forestaciones han aumentado el caudal base como resultado de un efecto más fuerte sobre la válvula 2 que sobre la válvula 3 (Ilstedt et al. 2007). En síntesis, existe alta certidumbre de que las plantaciones forestales en Uruguay reducirán el rendimiento hídrico total y los caudales máximos. Hay una certidumbre algo menor sobre la posible reducción de los caudales mínimos, que en principio deberían seguir el mismo destino, pero que podrían no cambiar o aún verse aumentados en cuencas especialmente propensas a favorecer el escurrimiento, ya sea por su pendiente, rocosidad o degradación previa por sobrepastoreo o uso agrícola. Si bien este estudio no resuelve esta última incertidumbre, permite revisar la importancia natural del escurrimiento generando caudal en los ríos de Uruguay, y facilita la puesta en contexto de los análisis realizados, que se focalizan en los rendimientos hídricos medios o anuales.

## **2. Metodología y ajuste de estimaciones**

### 2.1 Modelo hidroclimático

#### 2.1.1 Apreciaciones generales

Esta aproximación se basa en un modelo de evapotranspiración (ET) a nivel de cuenca formulado a partir de mediciones en más de 250 cuencas de todo el mundo, especialmente del hemisferio sur, aprovechando la experiencia de campo existente globalmente. Los datos de entrada de este modelo son la evapotranspiración potencial anual, la lluvia anual y el valor del coeficiente de disponibilidad hídrica ( $w$ ). Este coeficiente depende fundamentalmente de la profundidad de raíces y por lo tanto es

afectado por el tipo de vegetación. Por otro lado, la vegetación también afecta la evapotranspiración potencial, debido a las diferencias de albedo que existen entre las distintas coberturas vegetales. Los valores del coeficiente de disponibilidad hídrica estimados por Zhang (2001) y que mejor representan las condiciones de bosque/forestación y pastura/pastizal son de 2 y 0.5, respectivamente. No se propone coeficiente de ajuste para cultivos. Los valores propuestos por Zhang (2001) para el coeficiente fueron los utilizados en este trabajo sin embargo, también se realizó un análisis de sensibilidad para indagar cómo responde el rendimiento hídrico ante cambios en dicho coeficiente. Dado que en algunas cuencas el porcentaje de área cultivada con arroz era de importancia, se realizó un ajuste considerando que la evapotranspiración de dicho cultivo es similar a la de la forestación. Una limitación de este método es que al considerar evapotranspiración promedio de largo plazo ignora la variabilidad interanual.

### 2.1.2. Ajuste y evaluación

Se estimó entonces la ET a partir del modelo de Zhang (2001) y el rendimiento hídrico (RH) de cada cuenca como la diferencia entre la precipitación media anual (Pp) y la ET ( $RH = Pp - ET$ ). Los datos de precipitación se obtuvieron de la base de datos espacialmente explícita de New et al. (2002), los cuales presentan la lluvia promedio para el período 1960-1990 con una resolución espacial de 10 minutos. La evapotranspiración potencial según Priestley and Taylor (1972) se estimó a partir de los valores de radiación solar, temperatura y humedad. Se utilizaron valores de albedo de 0.18 y 0.16, para pastizales y forestaciones, respectivamente (Jackson et al. 2008). Como se mencionó previamente, se utilizaron los valores del parámetro  $w$  propuestos por Zhang y colaboradores (2001) de 2 y 0.5 para forestaciones y pastizales respectivamente, y se probó la sensibilidad del cambio en el rendimiento hídrico a nivel de microcuencas cuando se reduce el valor de parámetro de forestación en un 20% ( $w = 1.6$ ) y en un 40% ( $w = 1.2$ ). Este análisis se realizó para la situación más extrema de forestación evaluada (60% de la microcuenca forestada). Se encontró que al reducir el valor del parámetro en un 20% el RH aumentó solo un 6% y que cuando se redujo en un 40% el RH aumentó un 13%. La caída media a nivel de microcuenca en el RH que se observa al forestar el 60% de la cuenca es de 109 mm/año, la cual disminuye a 90 mm/año y 66 mm/año cuando se consideran los valores del parámetro reducido en un 20 y 40%, respectivamente.

Se contrastaron los resultados surgidos del modelo de Zhang con datos de caudal de seis cuencas de Uruguay (Fig. 1). Las cuencas analizadas fueron: 1) Río Tacuarembó, estación paso El Borracho 1954-2015; 2) Río Yí, estación Durazno 1962-2008; 3) Río Negro, estación paso Aguiar 1983-2015; 4) Río Queguay Grande, estación Queguay Pte. R-3 1970-2015, 5) Río Tacuari, estación Paso Dragón, 1965-2015, 6) Río Cebollati, Estación Picada de Corbo, 1977-2012. Se estimó el porcentaje de las distintas coberturas vegetales de cada cuenca a partir del producto Land-cover de MODIS (MCD12Q1) correspondiente al año 2001 y considerando la clasificación IGBP. Las áreas agrícolas fueron consideradas como pastizales. En dos cuencas (Río Negro y Tacuari), se encontró que la superficie de arroz era de importancia, por lo tanto se tuvo en cuenta la alta evaporación de esta cubierta asumiendo que presenta una ET similar a las forestaciones.

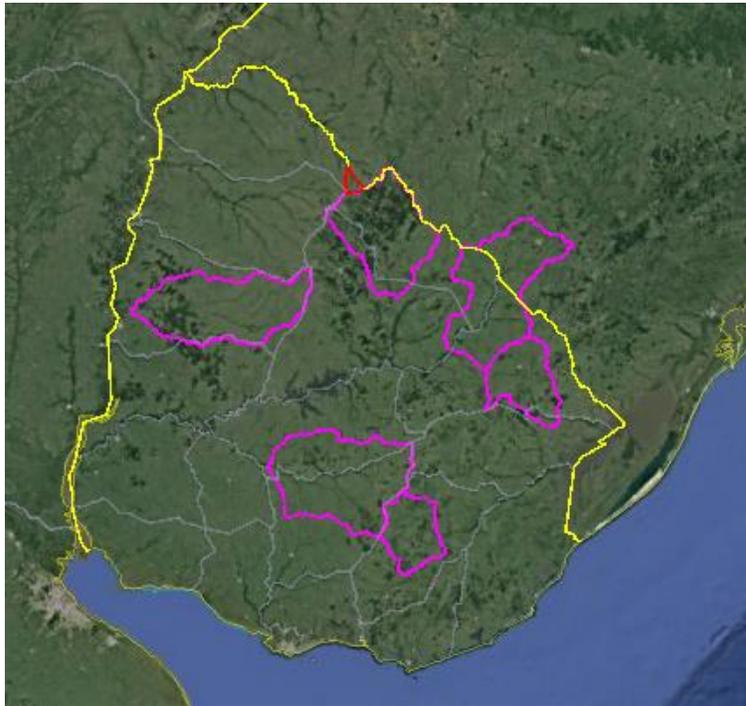


Figura 1. Localización de las seis grandes cuencas analizadas. En sentido horario comenzando del oeste son Río Queguay, Río Tacuarembó, Río Negro, Río Tacuarí, Río Cebollatí y Río Yi.

El modelo mostró un satisfactorio comportamiento al compararse con los rendimientos hídricos observados en las seis grandes cuencas analizadas (Fig. 2). Las diferencias entre los rendimientos observados y predichos variaron entre +15 a -74 mm/año, siendo el  $r^2=0.69$  y el error medio de 34 mm.

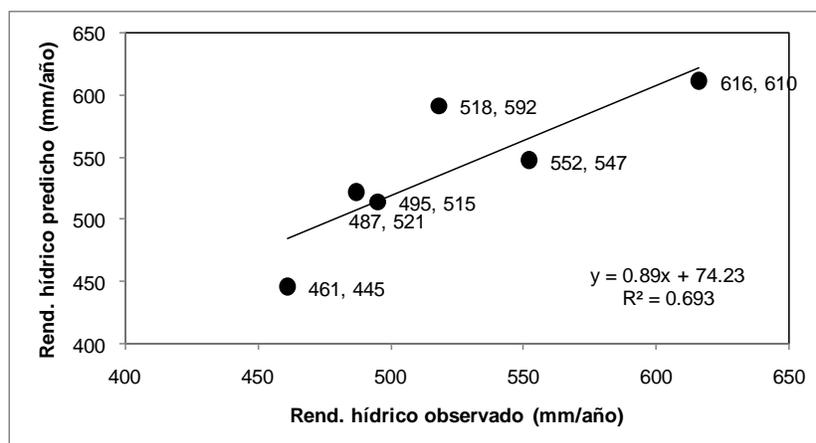


Figura 2. Rendimientos predichos (modelo Zhang) vs. observados (aforos)

Dado que en la seis grandes cuenca analizadas el porcentaje de bosques era relativamente bajo (3 – 19%), se decidió realizar un análisis en microcuencas que experimentaron un

mayor cambio en el porcentaje forestado. Se analizó la subcuenca superior del Río Tacuarembó en Paso Manuel Díaz (ver Silveira and Alonso 2009) y dos pares de microcuencas ubicadas en las sierras de Córdoba Argentina (Maylen y Camino) (ver Jobbágy et al. 2013). En el caso de Paso Manuel Díaz se analizó el efecto de las forestaciones considerando dos períodos con distintos grados de forestación: a) 100% pastizal 1975-1993 y b) 22% forestado 2001-2007. En el caso de las microcuencas de Córdoba se hizo una comparación entre cuencas pareadas ocupadas por 100% pastizal y forestadas en un 90 y 50%, aproximadamente. En el caso de estas microcuencas, el período de análisis fue de solo 3 años, 2004-2007.

Se calibró el modelo para la situación de pastizal modificando ligeramente el parámetro  $w$  y posteriormente se estimó el rendimiento para la situación forestada, teniendo en cuenta el porcentaje de la misma. En la Figura 3 se muestra el rendimiento hídrico observado para las cuencas forestadas, el predicho por el modelo de Zhang teniendo en cuenta el porcentaje forestado de cada cuenca, y el rendimiento predicho para la situación hipotética de que la cuenca no hubiera sido forestada.

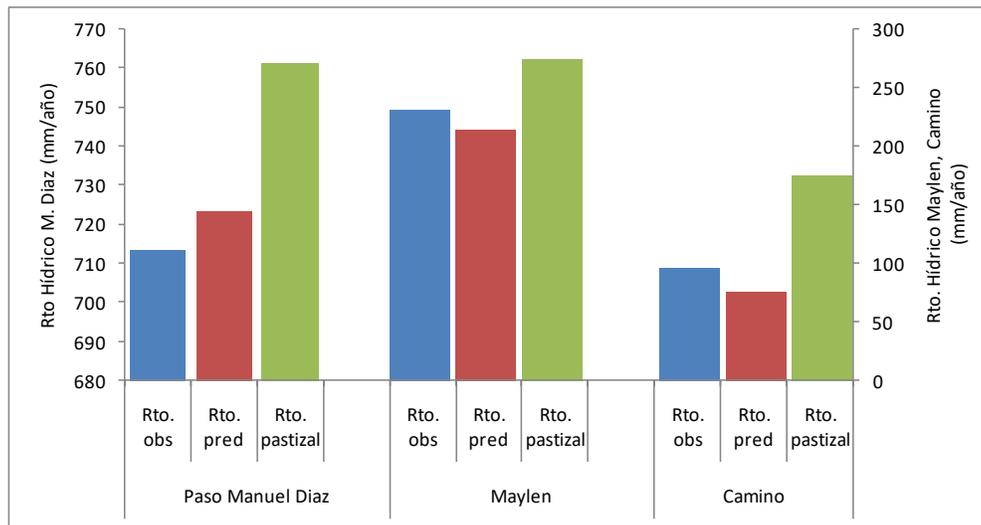


Figura 3 Rendimientos hídricos observados y predichos en cuencas altamente forestadas de Paso Manuel Díaz, Uruguay (eje y izquierdo), y Maylen y Camino, Córdoba (Eje y derecho). Las barras verdes muestran para comparación los rendimientos predichos para pastizal.

Se observa que el modelo de Zhang (2001) logra cuantificar satisfactoriamente el efecto del cambio de la cobertura vegetal de la cuenca sobre los rendimientos hídricos. Por ejemplo, para el caso de Paso Manuel Diaz, el rendimiento predicho por el modelo para la situación forestada es de solo 10 mm/año superior al rendimiento observado (723 vs 713 mm/año). Por otro lado, si se considera la situación hipotética de que dicha cuenca nunca hubiera sido forestada, el rendimiento para el mismo período debería haber sido de 761 mm/año. La diferencia más notoria se observa en la cuenca con mayor porcentaje forestado (Camino, con aprox. 90% forestado). En este caso, el rendimiento predicho por el modelo es de 18 mm/año inferior al observado (95 vs 76 mm/año). Si se considera la situación no forestada, el rendimiento debería haber sido de 175 mm/año, casi el doble del de la cuenca forestada.

## 2.2. Estimación satelital

### 2.2.1. Apreciaciones generales

Se realizaron dos estimaciones satelitales de la evapotranspiración. Por un lado, se realizó una estimación a partir de la utilización del índice de vegetación de diferencias normalizadas (NDVI). Diversos trabajos han demostrado que el NDVI está estrechamente relacionado con la transpiración y con la evolución del área foliar (Carlson and Ripley 1997). En esta aproximación, se utilizó el NDVI para estimar el coeficiente de cultivo ( $K_c$ ) correspondiente a la metodología de FAO para la estimación de evapotranspiración (Allen et al. 1998). El factor  $K_c$  incorpora las diferencias entre una cubierta de referencia (pastura) y una cobertura vegetal en particular e incluyen diferencias en altura, albedo, resistencia superficial y evaporación desde el suelo. Esta aproximación considera las condiciones específicas de cada cuenca y permite un análisis estacional/mensual. Es especialmente útil para establecer comparaciones relativas entre cuencas y permite considerar todo tipo de coberturas. Por otro lado, se utilizó el producto MOD16A3 el cual ofrece ya procesadas las estimaciones de evapotranspiración y fue desarrollado por NASA/EOS. En este caso, la estimación de ET se realiza a través del algoritmo propuesto por Mu y col. (2011), el cual está basado en la ecuación de Penman-Moneith. Las limitaciones de estos dos métodos radican en que las estimaciones de caudal absoluto son más inciertas al no existir una calibración local. De todos modos, este aspecto se subsanó a partir de una calibración ad-hoc en cuencas pequeñas para el caso de la estimación basada en el factor  $K_c$ .

### 2.1.2. Ajuste y evaluación

Para la aproximación basada en el NDVI, se bajaron los datos de este producto MODIS (MOD11Q1) para un período de 5 años, desde 2010 a 2015. Se seleccionaron un total de 193 lotes identificados a partir de las curvas estacionales del índice (Fig. 4) como forestaciones, pastizales, cultivos simples y cultivos dobles. Se analizaron diferencias en NDVI por regiones para forestaciones (norte y centro) y pastizales (norte, centro y sur). No se encontraron diferencias estadísticas entre las forestaciones de ambas regiones ( $p=0.4$ ). En el caso de los pastizales, se encontró una diferencia marginal ( $p=0.03$ ), siendo el NDVI ligeramente superior en los pastizales del sur respecto a los del norte. (Tabla 1). Para análisis posteriores se trabajó con el valor promedio del índice de todas las regiones. Por otro lado, se seleccionaron 5 lotes adicionales correspondientes a forestaciones de eucaliptos en la zona de Tacuarembó a fin de analizar los efectos de la tala/rebrote sobre los valores de NDVI. Se analizaron los valores previos a la tala y el tiempo que tardaron en recuperar el verdor previo a la misma.

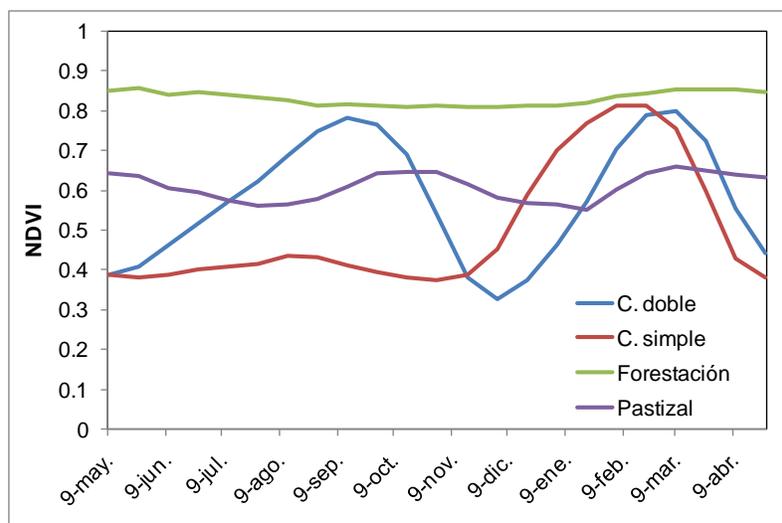


Figura 4. Dinámica estacional del NDVI para forestaciones, pastizales, cultivos simples y dobles.

Tabla 1.

Cobertura	Zona	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	promedio
Cultivo doble	n.a	0.54	0.60	0.61	0.58	0.57	0.58
Cultivo simple	n.a.	0.47	0.50	0.51	0.51	0.52	0.50
Forestación	Norte	0.81	0.81	0.84	0.84	0.84	0.83
	Centro	0.82	0.82	0.83	0.85	0.85	0.83
	promedio	0.81	0.82	0.84	0.84	0.84	0.83
Pastizal	Norte	0.53	0.59	0.63	0.61	0.62	0.59
	Centro	0.52	0.61	0.61	0.61	0.64	0.60
	Sur	0.56	0.63	0.67	0.68	0.65	0.64
	promedio	0.54	0.61	0.64	0.62	0.64	0.61

Tabla 1. Valores de NDVI medio para cinco ciclos de crecimiento desde 2010 a 2015, considerando distintas coberturas y zonas de Uruguay. Se hace notar que el ciclo 2010-2011 correspondió a una sequía pronunciada.

Las forestaciones presentaron un NDVI mayor que las coberturas de pastizal y agricultura durante todo el año (Fig 4) y en todos los años analizados (Tabla 1). La única excepción es el período de rebrote posterior a la tala (y seguramente también el período de establecimiento inicial), donde se observa que la forestación tarda entre 4 y 5 años en alcanzar valores de NDVI similares a los observados previos a la tala (Fig. 5). De todos modos, al comparar con los pastizales se observa que al segundo/tercer año posterior a la tala, el NDVI de las forestaciones iguala/supera el correspondiente a los pastizales, en concordancia con lo observado en forestaciones de Entre Ríos recientemente implantadas (Nosetto et al. 2005). La agricultura tiene un efecto opuesto al de las forestaciones en términos de NDVI medio, sin embargo en los meses de verano supera en hasta un 40% el verdor del pastizal (Fig. 4). Otra cuestión a destacar es que en el año de la sequía (2010-2011) se produjo una merma más pronunciada en el NDVI de pastizales (-11.5%) que en agricultura (-6 a -8.5%) y que en forestaciones (-2.5%) (Tabla 1).

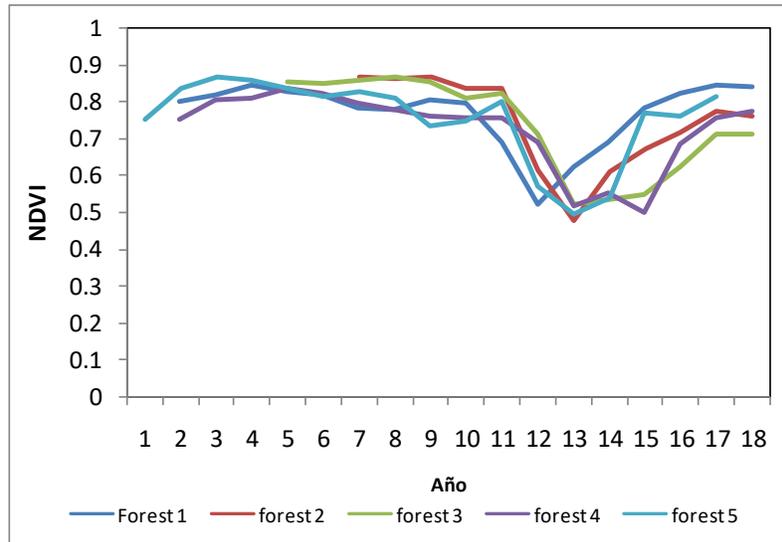


Figura 5. Dinámica del NDVI en cinco forestaciones de eucaliptos taladas.

Para transformar los valores de NDVI en valores de  $K_c$  es necesario calcular los valores de  $K_c$  máximo y mínimo y NDVI máximo y mínimo. El valor de  $K_{c_{max}}$  se definió en 1.1 y el de  $K_{c_{min}}$  en 0.45, para cuya estimación se tuvo en cuenta el intervalo medio entre eventos de lluvia, la evapotranspiración potencial media y la lámina media de lluvia (FAO). Para calcular el  $NDVI_{max}$  se analizaron las curvas de los cultivos simples de verano para detectar cual era el año en que mejor comportamiento habían tenido. Luego se definió este valor considerando alcanzar una duración de la etapa de máximo desarrollo de alrededor de 50 días (según tablas FAO). De esta manera, se definió entonces un valor de  $NDVI_{max}$  de 0.78. El valor de  $NDVI_{min}$  se definió analizando los valores del índice durante los períodos de barbecho sin cobertura vegetal. Posteriormente, estos valores fueron ligeramente ajustados a fin de lograr un mejor acuerdo con los datos observados de caudal.

Al comparar los valores de rendimiento hídrico medidos en las seis cuencas mencionadas previamente con los estimados a partir de la aproximación basada en NDVI se observa un correcto ajuste. En este caso también se incorporó la corrección de arroz, alcanzando un error medio de 33 mm/año, un  $r^2$  de 0.72 y diferencias entre valores observados y predichos que rondaron entre -42 y 93 mm/año (Fig. 6).

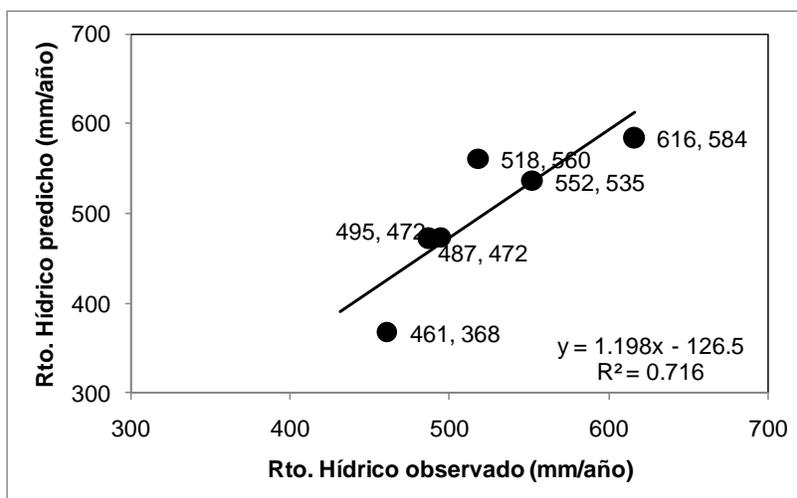


Figura 6. Comparación del rendimiento hídrico según la estimación de ET satelital (NDVI) y las observaciones (aforos)

A nivel mensual y promedio para todas las microcuencas, el modelo MODIS-NDVI sugiere mayor evapotranspiración de las forestaciones respecto a los pastizales en todos los meses del año (Fig. 7). Los mayores contrastes entre ambas coberturas se observan en los meses de verano, donde las diferencias alcanzan hasta los 53 mm/año (Diciembre). Las menores diferencias se observan desde mediados de otoño (mayo) a fines de invierno, donde promedian 14 mm/mes. Si bien a nivel anual, los pastizales presentan mayor evapotranspiración que los cultivos simples, cabe destacarse que durante los meses de enero y febrero la evapotranspiración de los mismos supera ampliamente la de los pastizales (+40 mm en enero y +28 mm en febrero).

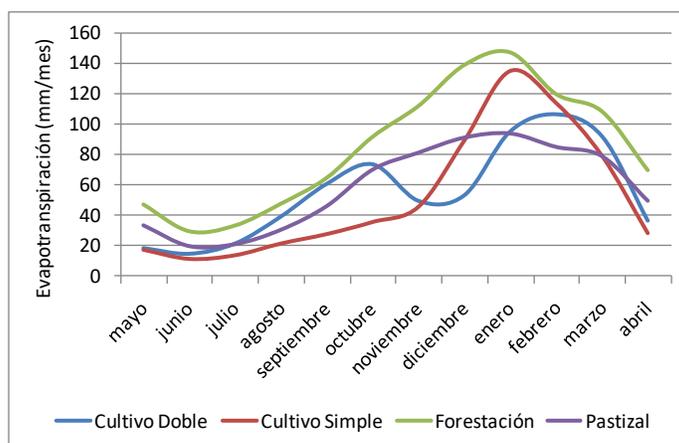


Figura 7. Evapotranspiración mensual derivada del modelo MODIS-NDVI para cultivos dobles, simples, forestaciones y pastizales.

También se analizó el comportamiento del modelo en tres cuencas más intensamente forestadas (Paso Manuel Díaz en Uruguay, Maylen y Camino en Córdoba). También en este caso se observó que la estimación satelital de evapotranspiración a partir del NDVI logra capturar satisfactoriamente el efecto del cambio de cobertura vegetal (Fig. 8). En el

caso de Paso Manuel Díaz, el rendimiento predicho por el modelo para la situación forestada es de solo 24 mm/año superior al rendimiento observado (737 vs 713 mm/año). Por otro lado, si se considera la situación hipotética de que dicha cuenca nunca hubiera sido forestada, el rendimiento para el mismo período debería haber sido de 826 mm/año.

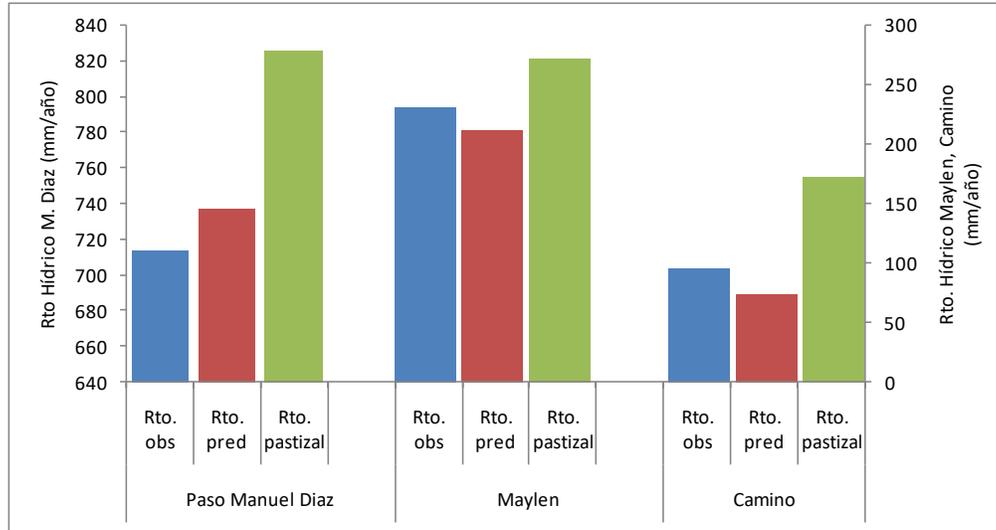


Figura 8. Rendimientos hídricos observados y predichos en cuencas altamente forestadas de Paso Manuel Díaz, Uruguay (eje y izquierdo), y Maylen y Camino, Córdoba (Eje y derecho). Las barras verdes muestran para comparación los rendimientos predichos para pastizal.

El uso de datos de NDVI permitió cuatro mejoras importantes respecto al método anterior que fueron (i) representar las variaciones de evapotranspiración entre regiones y cuencas del país y (ii) considerar explícitamente el efecto de la cobertura agrícola que tiene un efecto contrario al de la forestación a nivel anual (iii) considerar la rotación forestal completa incluyendo el período de tala/rebrote (con menores consumos) y (iv) cuantificar las variaciones estacionales de evapotranspiración de las distintas coberturas.

La otra opción satelital evaluada, el producto de evapotranspiración de MODIS (MOD16A3), mostró un pobre ajuste al comparar con los datos de caudal ( $r^2 = 0.19$ ,  $p = 0.38$ ). También mostró mayores diferencias entre los valores observados – predichos, al comparar con las otras dos metodologías descritas previamente, por lo que se desistió del uso de este producto.

### 2.3. Análisis de series temporales de caudal

Con el fin de comprender la dinámica temporal del rendimiento hídrico y la posible vulnerabilidad diferencial de los caudales mínimos y base respecto a los promedios, se analizaron los aforos de diarios de las seis cuencas de la Figura 1. Se descartaron los períodos incompletos o con datos intermitentes. Se aplicó un filtro de separación de hidrógrafo que busca distinguir la fracción del caudal considerada "base" de la considerada "pico". Se asume que el caudal base corresponde a aportes lentos o predominantemente subterráneos y el caudal pico a aportes de tormenta relacionados al

escurrimiento superficial. El filtro utilizado fue el de "Arnold" (Arnold et al. 1995, Arnold and Allen 1999), aplicándose un único paso hacia adelante de la serie con un coeficiente beta de 0.95. Las curvas obtenidas mostraron resultados gráficos satisfactorios. Sobre las series de datos de caudal total y base se calcularon diversos índices que dan cuenta de la estacionalidad del caudal, de su merma estival, de la estabilidad de los aportes totales y del caudal base.

Para el período 1998-2015 se analizó la relación entre los caudales mensuales y la precipitación mensual y la evapotranspiración potencial media. La precipitación del total del área de la cuenca se obtuvo a partir de estimaciones TRMM (Producto 3B43, <http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/services/opendap/TRMM/trmm.html>), las mismas se obtienen de la asimilación de distintos datos satelitales, de estaciones meteorológicas y de radar y muestran un ajuste muy satisfactorio a datos de estaciones meteorológicas en zonas cercanas de Argentina (Aragón et al. 2010). La ventaja de los datos TRMM radica en su disponibilidad continua desde 1998 y en su cobertura exhaustiva de las cuencas. Se complementó esta información con valores medios mensuales de evapotranspiración potencial obtenidos de la base de datos New et al.(2002).

Finalmente se estimaron balances hídricos medios mensuales a partir de la información de rendimiento hídrico (aforos) y precipitación (TRMM) media mensual para el período 1998-2015 combinada con estimaciones de evapotranspiración media mensual. Estas últimas se obtuvieron a partir de la marcha mensual de la evapotranspiración potencial aportada por la base de datos CRU tras su re-escalamiento en función del cociente entre la evapotranspiración observada (producto de la resta entre precipitación media y rendimiento hídrico medio) y la potencial. En otras palabras, se calculó la evapotranspiración total anual a partir de los datos TRMM y de aforos y se distribuyó estacionalmente de acuerdo a la base de datos CRU.

### **3. Resultados**

#### **3.1. Resumen de resultados**

Ambas aproximaciones metodológicas mostraron resultados convergentes en cuanto al efecto sobre el rendimiento hídrico del establecimiento de forestaciones en las cuencas de Uruguay. Teniendo en cuenta la superficie actual de forestaciones, la cual alcanza en promedio el 4.1% a nivel de microcuenca, la merma promedio en el rendimiento hídrico generado por las mismas alcanzaría los 5.9 mm/año, de acuerdo al modelo hidroclimático. Considerando una expansión hipotética de las forestaciones hasta el 60% del área de las microcuencas, la caída en el rendimiento alcanzaría en promedio 109 mm/año, o 24% respecto a la situación prístina. Los cultivos agrícolas anuales, al presentar menor evapotranspiración que los pastizales nativos, generan aumentos en los rendimientos hídricos, que en las zonas más agriculturizadas pueden alcanzar los 66 mm/año, de acuerdo al modelo MODIS-NDVI, lo que podría mermar el impacto de las caídas generadas por las forestaciones.

#### **3.2. Análisis geográfico**

### 3.2.1. Cobertura de la tierra

A nivel de microcuenca, el porcentaje de forestación promedio es de 4.1%, mientras que el de pastizal alcanza el 56% y el de agricultura el 30% (Fig. 9 y 10). Solamente en 8 de las 298 microcuencas, las forestaciones ocupan una superficie mayor a un cuarto de la misma. Por otro lado, un total de 68 microcuencas presentan un porcentaje de ocupación agrícola mayor al 50%. Esto remarca la importancia de comprender el impacto hidrológico de los sistemas agrícolas y sus posibles efectos complementarios o sinérgicos con las forestaciones.

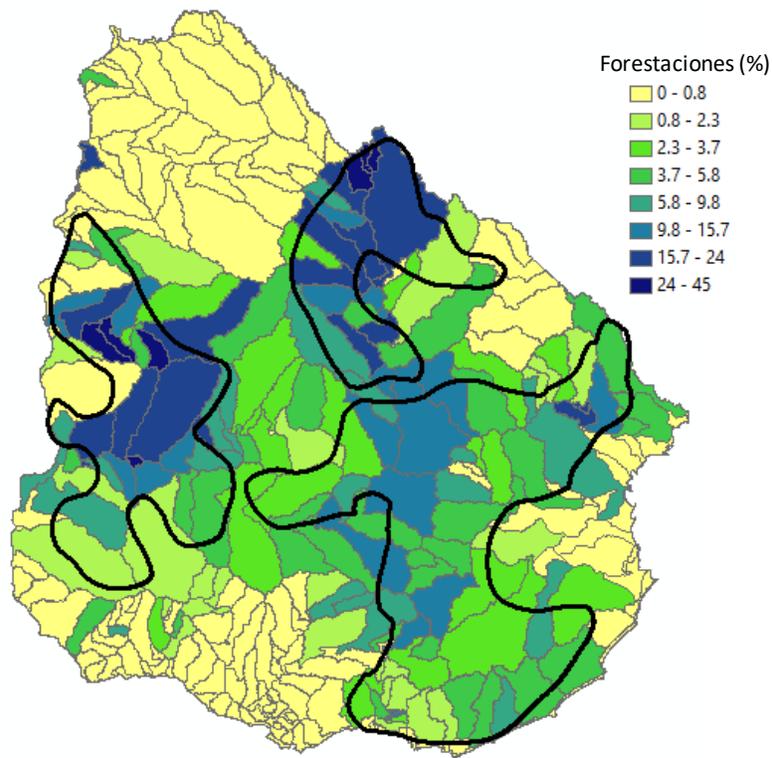


Figura 9. Porcentaje de forestación a nivel de **microcuenca** elaborado a partir de datos provistos. Los polígonos en líneas negras delimitan las zonas de prioridad forestal.

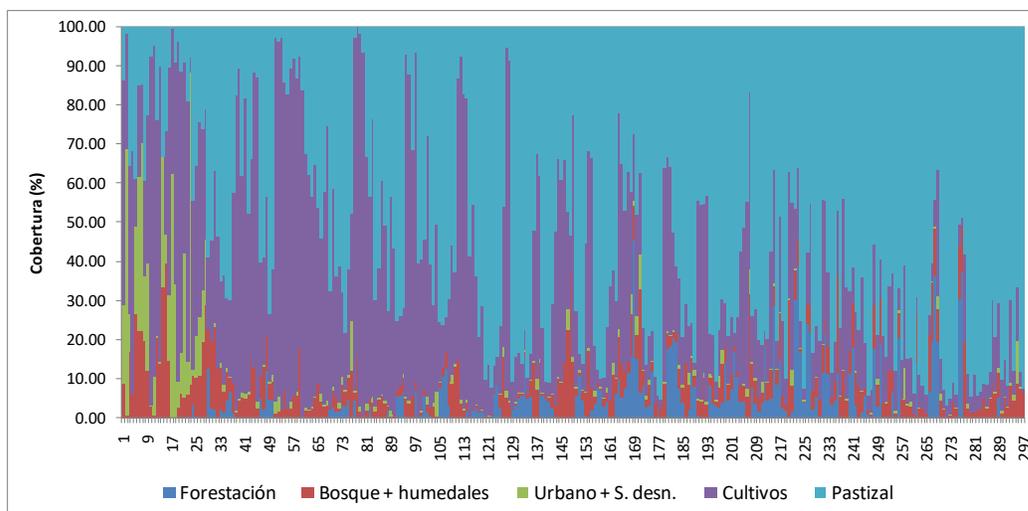


Figura 10. Porcentaje de cada cobertura a nivel de **microcuenas**.

A un nivel de integración areal mayor, el de subcuenca, el porcentaje promedio de forestación alcanzó el 3.4%, siendo el de pastizal de 56% y el de agricultura de 34% (Fig 11 y 12). La subcuenca con mayor porcentaje forestado es la del Río Tacuarembó en la cual se alcanza el 19%. Le sigue en importancia la subcuenca del Arroyo Tacuarembó Chico con un 13% y la subcuenca del Río Negro entre Rincón de Palmar y Río Uruguay con el 14%. Por otro lado, en un total de 25 subcuencas el área agrícola supera un cuarto de la superficie.

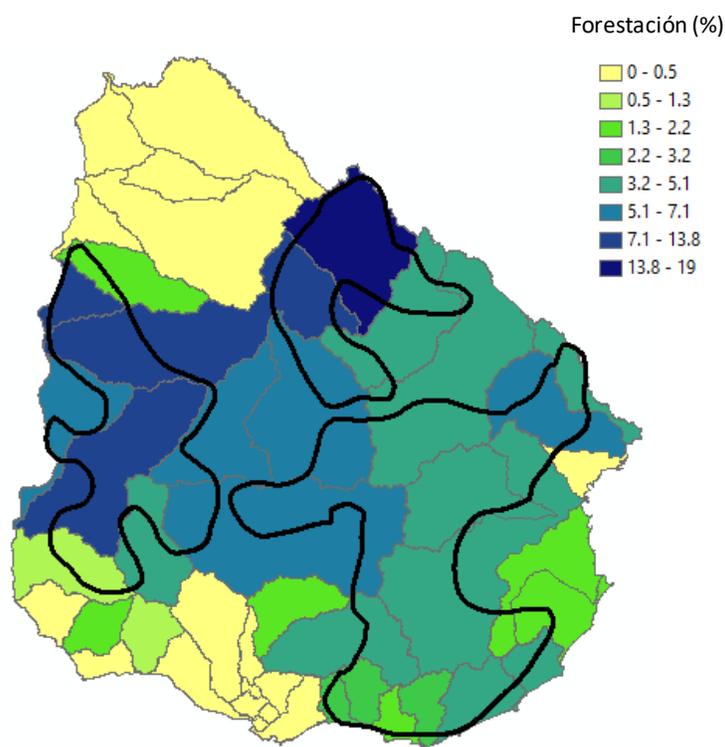


Figura 11. Porcentaje de forestación a nivel de **subcuenca** elaborado a partir de datos provistos. Los polígonos en líneas negras delimitan las zonas de prioridad forestal.

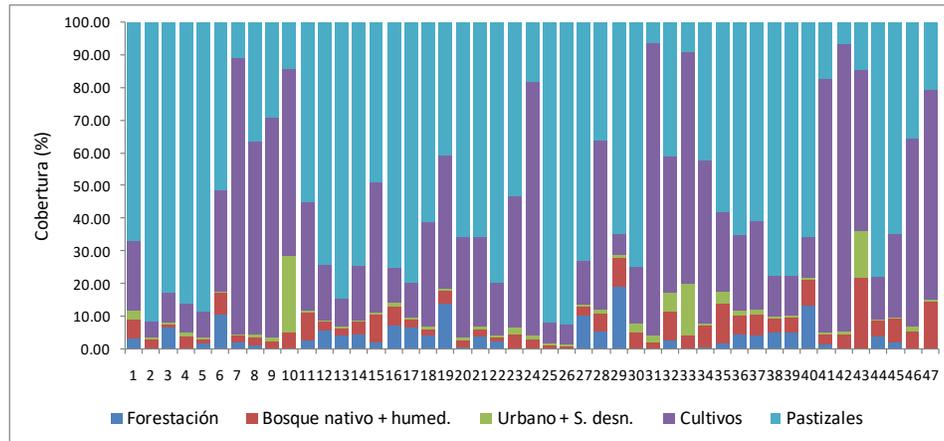


Figura 12. Porcentaje de cada cobertura a nivel de **subcuenca**.

### 3.2.1. Rendimiento hídrico prístino y actual

El rendimiento hídrico promedio a nivel microcuenca utilizando el modelo hidroclimático de Zhang (2001) considerando la situación prístina fue de 463 mm/año. En esta estimación se asume que los bosques nativos y las forestaciones implantadas tienen similar evapotranspiración, de acuerdo a lo observado en la provincia de Entre Ríos. (Nosetto et al. 2012). El rendimiento estimado varió entre 275 mm/año en el sector suroeste del país y 677 mm/año en el centro norte (Fig. 13). En relación a la precipitación de cada microcuenca, el porcentaje promedio de rendimiento hídrico fue de 39.1% y varió entre 28 y 45%.

Al considerar la situación actual de uso del suelo se observa que en 7 microcuencas habría disminuido el rendimiento hídrico en más de un 10% respecto a la situación prístina a causa de un aumento en el área forestada. En otros términos, en 7 microcuencas el rendimiento habría caído más de 50 mm/año (Fig. 14) a causa de las forestaciones. Los lugares donde se manifiestan las mayores caídas son las zonas de Tacuarembó, Rivera, Río Negro y Paysandú. Considerando todas las microcuencas, la caída promedio en el rendimiento hídrico es de 6 mm/año (-1 %). La mayor caída de rendimiento (~90 mm/año) corresponde a una microcuenca del Río Tacuarembó (entre Nacientes y Arroyo Aurora) la cual resulta forestada en un porcentaje cercano al 38%. Dado que en esta aproximación hidroclimática las áreas agrícolas son consideradas como pastizales, los aumentos en el rendimiento hídrico que se observan corresponden a microcuencas en las que ha habido desarrollo urbano. Esto se da fundamentalmente en las microcuencas del sur del país. En estos casos, se asume un valor de parámetro  $w=0.1$  lo que determina menores valores de ET que los pastizales y por lo tanto mayor rendimiento hídrico.

A nivel de subcuenca, se observa que en cuatro de ellas se estima una caída en el rendimiento hídrico mayor a los 20 mm/año (Fig. 15). La mayor caída de rendimiento de 43 mm/año (o 7%) se observa en la subcuenca del Río Tacuarembó. Los aumentos de rendimiento hídrico corresponden a subcuencas con desarrollo urbano. En término medio, la caída de rendimiento es de 5 mm/año (-1%).

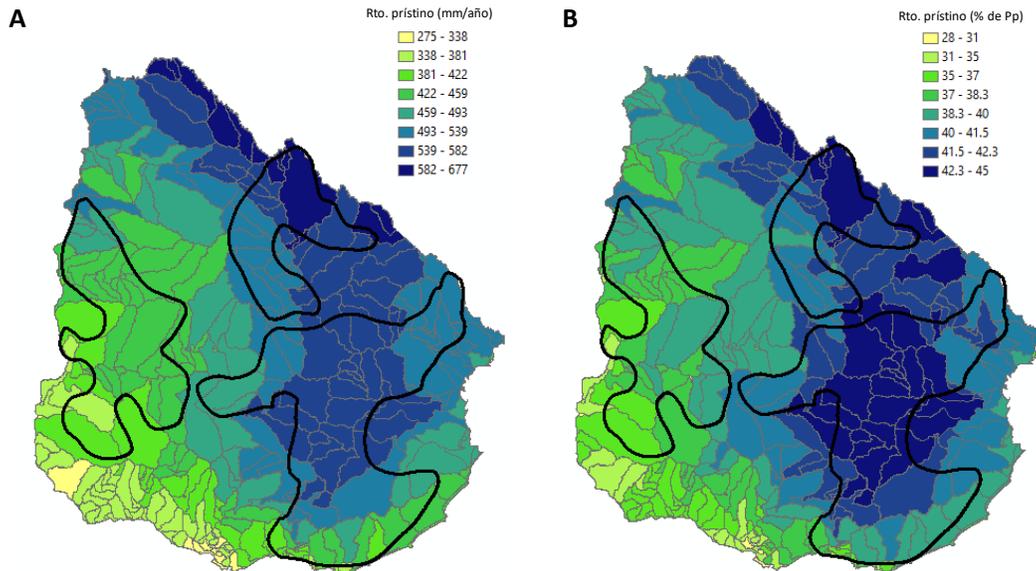


Figura 13. Rendimiento hídrico a la escala de **microcuenca** en términos absolutos (mm/año) (A) y en términos relativos a la precipitación (% de Pp) (B) según el modelo hidroclimático de Zhang.

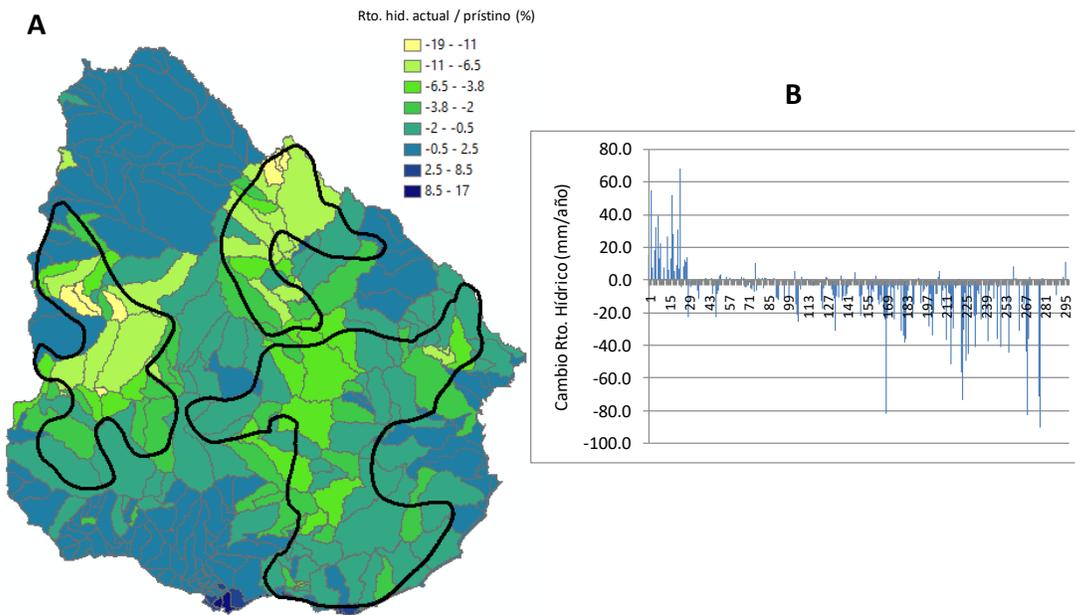


Figura 14. Cambio en el rendimiento hídrico desde la situación prístina a la actual a nivel **microcuenca** según el modelo hidroclimático. El mapa ilustra valores relativos (% de cambio) (A) y el gráfico los valores absolutos (mm/año) (B).

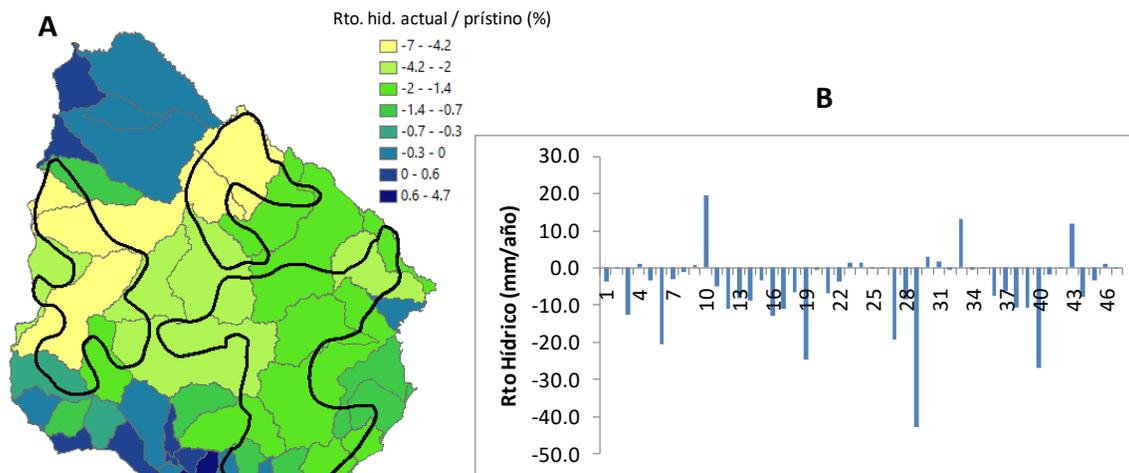


Figura 15. Cambio en el rendimiento hídrico desde la situación prístina a la actual a nivel **subcuenca** según el modelo hidroclimático. El mapa ilustra valores relativos (% de cambio) (A) y el gráfico los valores absolutos (mm/año) (B).

### 3.2.3. Rendimiento hídrico con aumento del área forestada

Al considerar la situación hipotética de 60% de forestación, se anticipan caídas en el rendimiento hídrico de 66 a 144 mm/año en el caso de las microcuencas y de 78 a 136 mm/año en las subcuencas (Figs. 16 y 17). Las mayores caídas en términos absolutos observan en el norte del país, asociado al mayor nivel de precipitaciones de la región. En cambio, las mayores caídas en términos relativos, que llegan hasta casi un tercio, se dan en el sudoeste del país. En microcuencas donde el desarrollo urbano no permite que la forestación avance hasta el 60%, se predicen menores caídas de rendimiento o incluso aumentos.

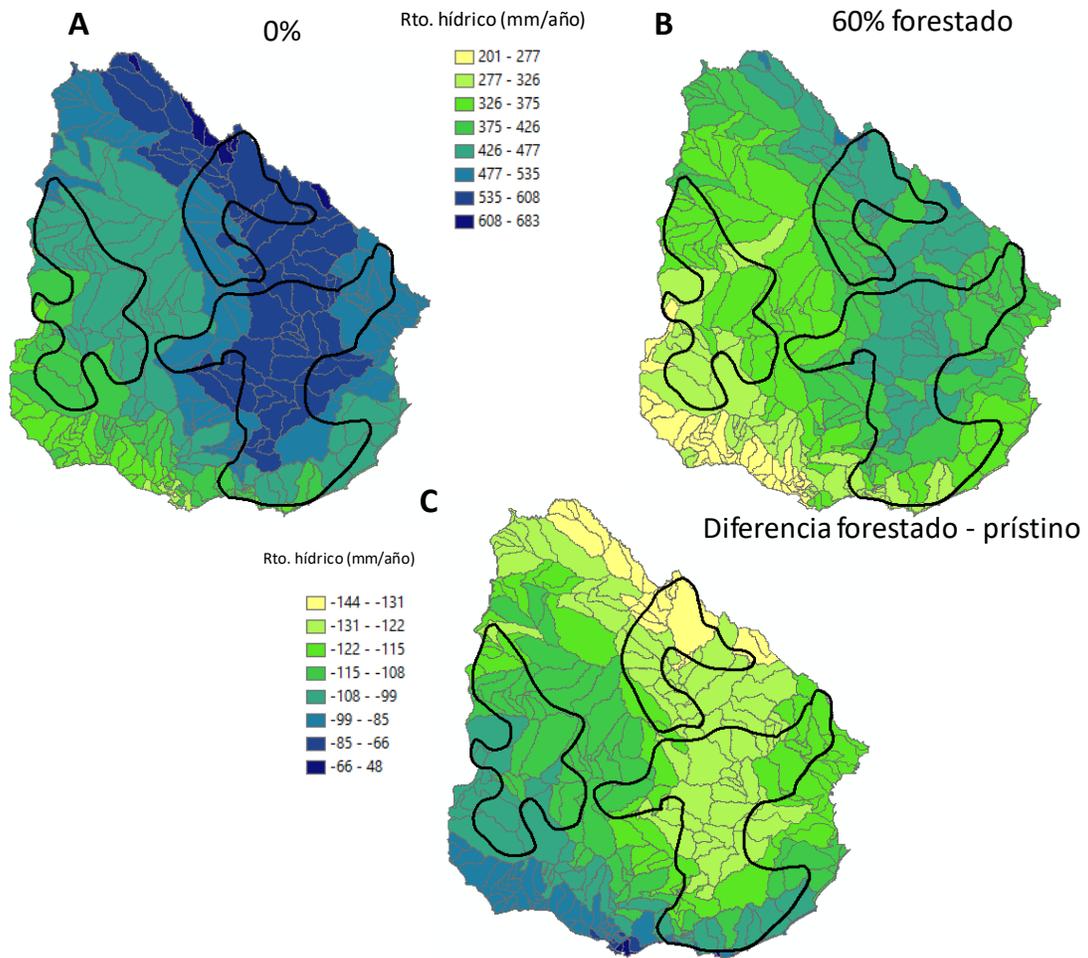


Figura 16. Rendimiento hídrico considerando la situación hipotética de 60% de forestación (B) en cada **microcuenca** estimados con el modelo hidroclimático. Se incluye figura de rendimiento hídrico para la situación prístina como referencia comparativa (A) y la diferencia entre ambas (C).

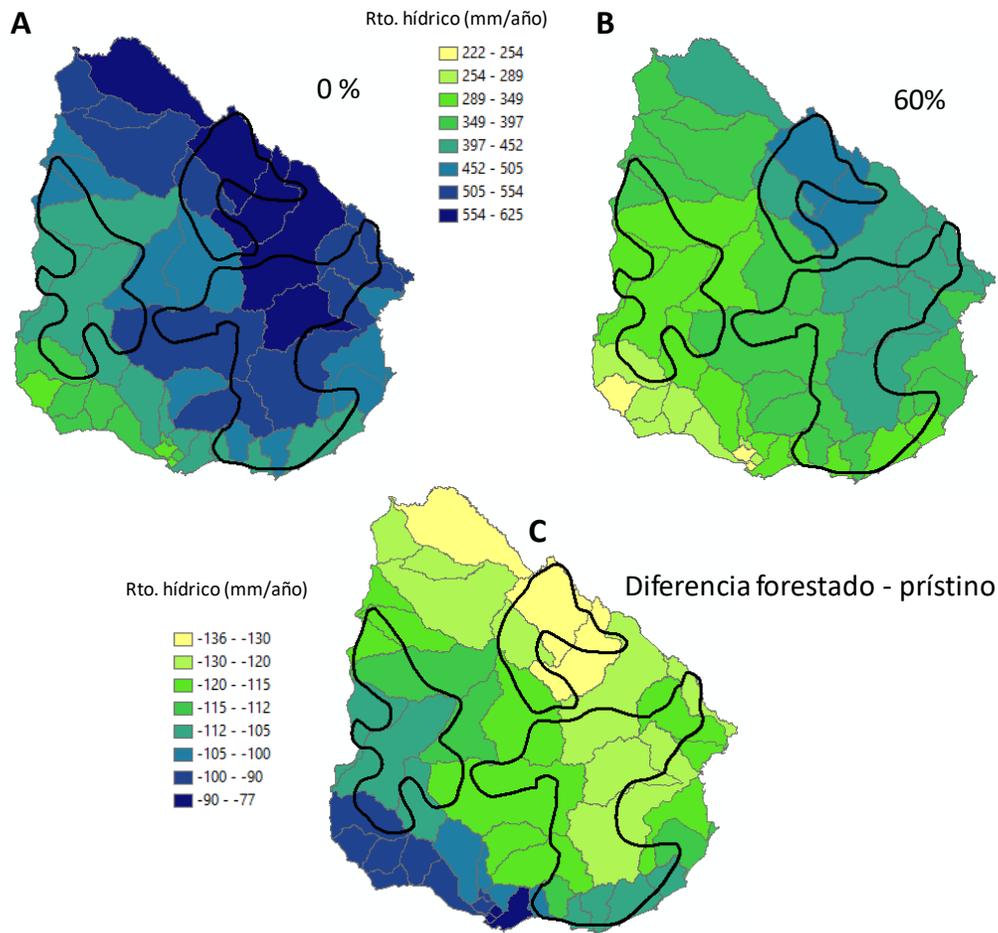


Figura 17. Rendimiento hídrico considerando la situación hipotética de 60% de forestación (B) en cada **subcuenca** estimados con el modelo hidroclimático. Se incluye figura de rendimiento hídrico para la situación prístina como referencia comparativa (A) y la diferencia entre ambas (C).

De acuerdo al modelo hidroclimático, el aumento del área forestada en las microcuencas produce una caída lineal en el rendimiento hídrico (Fig. 18). Considerando el efecto medio del aumento de la fracción del área forestada, se estima que la tasa de caída en el rendimiento hídrico es de aproximadamente 18 mm/año por cada 10% del área que se asigna a forestaciones. Al considerar la situación extrema de 60% forestado, se estima una caída media en el rendimiento de 109 y 103 mm/año respecto a las situaciones prístina y actual, alcanzando un valor medio de rendimiento de 354 mm/año.

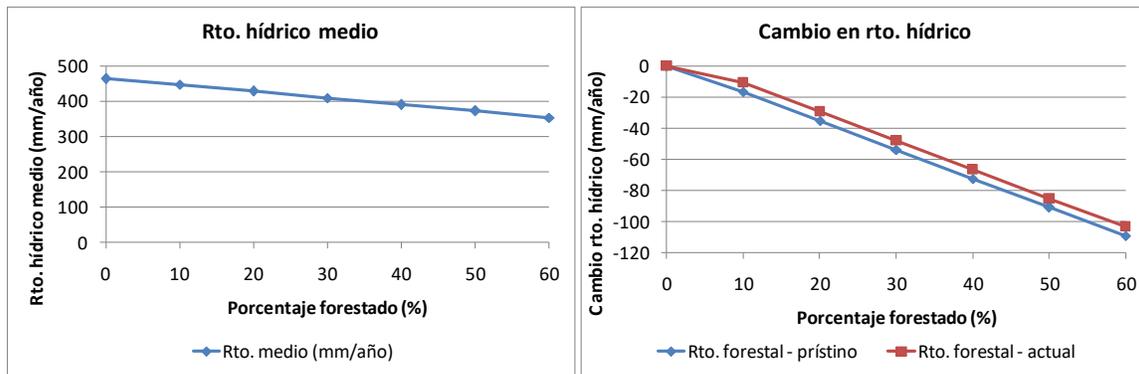


Figura 18. Rendimiento hídrico en función de la fracción de las cuencas que resulta forestada. En el primer panel se muestran los valores absolutos de rendimiento hídrico. En el segundo panel se muestran las diferencias absolutas de rendimiento respecto a la situación prístina y la actual.

Al utilizar el modelo basado en información satelital se logra estimar el efecto de la agricultura sobre los rendimientos hídricos. A nivel microcuenca, al comparar con la situación prístina se observa un aumento promedio del rendimiento hídrico de 20 mm/año, con valores máximos cercanos a los 66 mm/año. Estos valores máximos se dan en las cuencas más agriculturizadas del sudoeste del país (Fig. 19).

A la escala anual, la menor evapotranspiración de los cultivos agrícolas anuales permitiría atenuar en parte la mayor evapotranspiración y caída de rendimientos generados por las forestaciones. Por ejemplo, el modelo MODIS-NDVI sugiere que si se forestase el 30% de las cuencas el rendimiento hídrico caería aproximadamente 78 mm/año (17%) respecto a la situación prístina (Fig. 20). Pero, si el aumento de 30% del área forestada también es acompañado por un aumento similar del área de cultivos anuales el rendimiento caería 64 mm/año (14%).

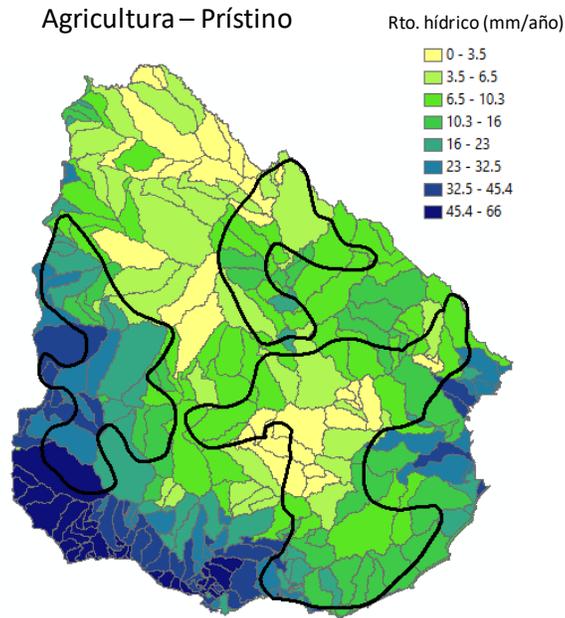


Figura 19. Cambio en el rendimiento hídrico a nivel de **microcuenca** considerando la superficie actual de agricultura y la situación prístina a partir del modelo basado en MODIS-NDVI. No se considera el efecto de las forestaciones.

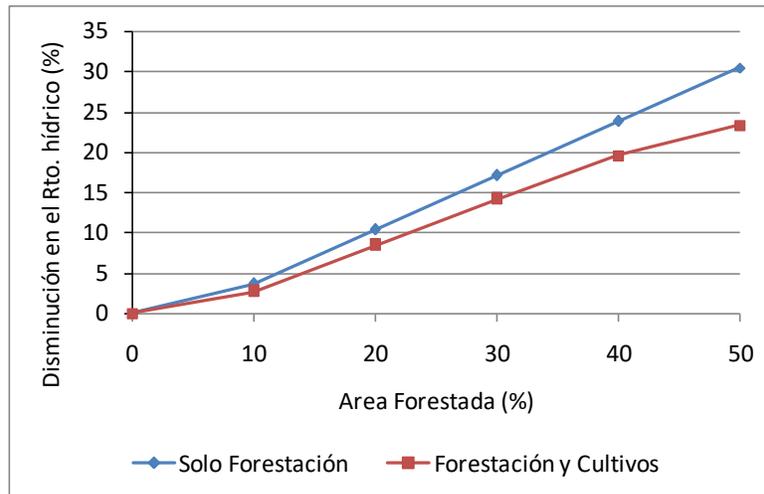


Figura 20. Caída relativa del rendimiento hídrico respecto a la situación prístina a medida que aumenta la superficie forestada. Se consideran dos situaciones: a) Solo aumenta la superficie forestada y b) Aumenta la superficie forestada y la de cultivos agrícolas anuales en similar proporción. Estimación de ET con método MODIS-NDVI.

**Nota** - Se presentan como anexos las tablas completas con el detalle de los resultados a nivel de cada una de las microcuencas y subcuencas analizadas.

### 3.3 Análisis de series temporales de caudal

Si bien las seis cuencas estudiadas corresponden a contextos ambientales y de uso de la tierra diversos, se encontró un comportamiento hidrológico muy similar en todas ellas. Los seis ríos estudiados se caracterizan por mostrar caudales muy dependientes de las fluctuaciones sinópticas o de corto plazo de las lluvias con oscilaciones muy marcadas y con caudales mínimos muy bajos y sostenidos. En todos los casos las variaciones estacionales son mucho menores que las variaciones semanales o mensuales, lo cual hace que el rendimiento hídrico sea muy impredecible. Por otra parte la baja "memoria" de los caudales lleva a que sus fluctuaciones copien estrechamente a las de la lluvia mensual, generando períodos breves de alto rendimiento y períodos prolongados de muy bajo rendimiento, lo cual resulta en rendimientos hídricos "seguros" (definidos como aquellos esperables con cierto nivel de probabilidad, por ejemplo la mediana o 50% de probabilidad) sean muy inferiores a los promedio. El comportamiento observado es propio de sistemas con contribuciones bajas del sistema subterráneo y aportes dominados por el escurrimiento superficial o por recorridos subsuperficiales rápidos que involucran napas "colgantes" o el sistema freático de zonas muy cercanas a los cursos de agua (e.g. bank storage). Se presentan tres análisis de la dinámica temporal de los caudales. El primero ofrece indicadores del comportamiento diario y anual del caudal, el segundo explora la relación entre la precipitación y el caudal a la escala mensual. Finalmente se presentan diagramas de estacionalidad del rendimiento hídrico con la precaución mencionada, de que el estacional es un patrón relativamente débil frente a las variaciones de largo plazo.

### 3.3.1. Indicadores de comportamiento del caudal

Los seis ríos analizados vierten como caudal entre un 37 y 43% de las lluvias que reciben sus cuencas. El rendimiento es algo mayor en los Ríos Tacuarembó y Cebollatí, pero muy similar en todas las cuencas (Tabla 2). Considerando las series completas y descartando los segmentos con datos intermitentes, se estimó la contribución relativa del caudal base y rápido o de tormenta al rendimiento total de cada río. Este indicador (B/q en Tabla 2) sugiere que más de la mitad y hasta dos tercios del caudal surge de aportes base y que el resto es aportado en forma inmediata tras los eventos de lluvia. Esta contribución base es mayor en los Ríos Tacuarembó y Negro, que tendrían dinámicas algo más suaves o mejor distribuidas que los demás cursos de agua. Es importante destacar que si bien entre la mitad y dos tercios del rendimiento hídrico se definen como base, estos aportes basales decaen a gran velocidad tras las lluvias, en comparación con ríos de llanura con alimentación subterránea sostenida que muestran decaimientos de caudal mucho más lentos.

Los rendimientos seguros de estos ríos son muy inferiores a los rendimientos medios. Algunos indicadores de esta situación son la relación entre la mediana (nivel del caudal diario que separa al 50% de los días más caudalosos del 50% menos caudaloso) y el caudal base. El valor de mediana ( $q_M$  en Tabla 2) varía entre 0.29 a 0.62 mm/día y representa sólo un 20 a 31% del caudal medio. Otro indicador útil es el que considera aquellos días con un caudal diario inferior al 10% del caudal diario medio. Se encuentra esta situación en 23 a 34% de los días. Los ríos más fluctuantes y con caudales menos seguros son el Yi, el Tacuarí y el Negro. Si bien la ocurrencia de un período de bajos

caudales es más dependiente de la variabilidad sinóptica de corto plazo, existen diferencias estacionales consistentes en los caudales y es el verano (Enero-Febrero-Marzo) la estación con menores rendimientos hídricos. Los caudales diarios medios se deprimen en los meses de verano un -40 a -54% y los caudales diarios medianos un -48 a -73%, lo que muestra que el rendimiento seguro cae más que el rendimiento medio en verano. Las mermas estivales son mayores en los ríos Tacuarí y Negro y menores en el Queguay (Tabla 2).

Tabla 2. Indicadores de comportamiento hidrológico de las seis cuencas estudiadas. Se describen la superficie, el rendimiento anual medio (Q, mm/año), y la precipitación anual media (P, mm/año). El rendimiento relativo se caracteriza como Q/P. El resto de los indicadores se basa en los caudales diarios y considera su separación en contribución base y pico según el método de Arnold. Se aclara que los caudales diarios no se corresponden con los medios anuales por que estos últimos se calcularon considerando rellenado de meses faltantes. Se destacan en verde y rojo los valores más y menos deseables desde el punto de vista de la provisión de agua

	Notas	Unidad	Tacuarambo	Yi	Queguay	Tacuarí	Cebollati	Negro
Superficie		km <sup>2</sup>	6610	8868	7851	3586	2892	8031
Rendimiento medio anual (Q)	Calculado con rellenado de datos faltantes usando datos medios del mes	mm/año	607	477	449	485	552	501
Precipitación media (P)	Según base de datos CRU	mm/año	1427	1246	1170	1250	1279	1365
Q/P	Indicador de rendimiento relativo		0.43	0.38	0.38	0.39	0.43	0.37
Rendimiento diario medio diario (q) *	Calculado a partir de datos diarios puros	mm/día	1.94	1.52	1.41	1.51	1.83	1.58
Rendimiento diario base medio (B)	Calculado a partir de filtro de Arnold	mm/día	1.27	0.82	0.79	0.81	1.04	1.00
B/q	Indicador de caudal base relativo		0.66	0.54	0.56	0.54	0.57	0.63
Rendimiento diario medio verano (qv)	Calculado a partir de datos diarios puros para E,F,M	mm/día	1.09	0.91	0.84	0.70	1.07	0.73
(q - qv)/q	Indicador de merma estival		-0.44	-0.40	-0.41	-0.54	-0.42	-0.54
Rendimiento diario mediano (qM)	Calculado a partir de datos diarios puros	mm/día	0.62	0.30	0.29	0.31	0.59	0.45
qM/q	Indicador de estabilidad del caudal base		0.32	0.20	0.21	0.21	0.33	0.28
Rendimiento diario mediano verano (qMv)	Calculado a partir de datos diarios puros para E,F,M	mm/día	0.23	0.12	0.15	0.08	0.21	0.14
qMv/qM	Indicador de merma estival de caudales seguros		-0.63	-0.59	-0.48	-0.73	-0.65	-0.69
% días con Qdia < Q/10	Indicador de frecuencia de caudales muy bajos	%	0.25	0.34	0.27	0.34	0.23	0.33

### 3.3.2. Respuesta del rendimiento a la variación de las precipitaciones

El análisis de la relación entre los rendimientos hídricos y la precipitación a la escala mensual mostró una fuerte convergencia entre todas las cuencas estudiadas y resaltó el hecho de que estos sistemas hidrológicos presentan una muy corta "memoria". Los coeficientes de regresión del rendimiento hídrico en función de la precipitación fueron máximos para el mes presente (R<sup>2</sup> entre 0.43 y 0.61) y disminuyeron fuertemente para los meses previos (R<sup>2</sup> entre 0.09 y 0.24 para un mes previo, 0.03 a 0.10 para dos meses previos). Al explorar modelos que utilicen la lluvia media de períodos previos cada vez más extensos se encontró que los mismos alcanzaron su R<sup>2</sup> máximo al considerar el mes presente y el previo (R<sup>2</sup> entre 0.52 y 0.60), deteriorando su ajuste con períodos más extensos (Tabla 3). La aplicación de un balance hídrico muy simplificado que considera la evapotranspiración media mensual según el método FAO (base de datos CRU), mejoró levemente los modelos. Es decir, a igualdad de precipitaciones, puede observarse un rendimiento más elevado en los meses de baja ET potencial. El mejor modelo también consideró el mes presente y el previo (R<sup>2</sup> entre 0.56 y 0.64).

Los modelos de regresión ajustados muestran una alta convergencia de los parámetros en todas las cuencas. En el caso del modelo de rendimiento hídrico en función de la

precipitación media del mes presente y el previo, se observa un intercepto X de 53 a 69 mm/mes, lo que representaría el umbral a partir del cual los ríos comienzan a ofrecer rendimiento. Las pendientes muestran la fracción de la precipitación que estaría disponible para generar caudal una vez que se superan esos umbrales y los valores tienen un rango de 63 a 90% (Tabla 3). La convergencia entre cuencas es aún mayor cuando se considera el balance hídrico y los umbrales de precipitación - evapotranspiración potencial media a partir de los cuales se genera rendimiento hídrico van de -58 a -70 mm/mes (Tabla 3).

Es esperable que la forestación o cualquier uso de la tierra que aumente la evapotranspiración opere sobre estos sistemas modificando los umbrales o interceptos, es decir que eleve la cantidad mínima de precipitación mensual necesaria para generar rendimiento hídrico. Las relaciones halladas son lo suficientemente ajustadas como para plantear su seguimiento, especialmente en subcuencas y microcuencas como método para detectar cambios en los rendimientos hídricos en función del avance del área forestada, como se ha aplicado exitosamente a los estudios de Paso Manuel Diaz (Silveira y Alonso 2010).

Tabla 3. Síntesis del análisis de la relación entre el rendimiento hídrico y la precipitación y balance hídrico climático (precipitación - evapotranspiración potencial) a la escala mensual para las seis cuencas estudiadas. Se exhiben los coeficientes de regresión ( $R^2$ ) de la relación lineal entre el rendimiento hídrico y la precipitación ( $P_p$ ) para el mes presente ( $t_0$ ) y de los meses previos ( $t_1$ ,  $t_2$ ,  $t_3$ ,  $t_4$ ), así como del promedio de los últimos 2 y 3 meses ( $t_{0+1}$ ,  $t_{0+1+2}$ ). Se presentan luego los coeficientes de regresión para la evapotranspiración potencial ( $E_{tp}$ ) y el balance ( $Bal$ ), el cual es considerado para el mes presente y previos y para el promedio de los últimos 2 y 3 meses. Se destacan en amarillo las relaciones más estrechas entre rendimiento hídrico vs. precipitación o balance hídrico, que en ambos casos corresponden al promedio del mes presente y el mes previo. Los respectivos modelos lineales de regresión se presentan al final de la tabla y se destaca el intercepto con el eje X, que corresponde al nivel de precipitación o de precipitación-evapotranspiración potencial a partir del cual comienza a percibirse rendimiento hídrico  $>0$  según el modelo ajustado.

	Tacuarembó	Yi	Queguay	Tacuari	Cebollati	Negro
Pp t0	0.50	0.43	0.45	0.61	0.54	0.53
Pp t1	0.23	0.23	0.20	0.09	0.15	0.24
Pp t2	0.07	0.03	0.03	0.05	0.02	0.10
Pp t3	0.06	0.00	0.03	0.04	0.00	0.07
Pp t4	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
Pp t0+1	0.57	0.54	0.52	0.52	0.53	0.60
Pp t0+1+2	0.48	0.47	0.41	0.45	0.43	0.55
etp t0	0.02	0.15	0.05	0.11	0.11	0.04
bal t0	0.51	0.56	0.55	0.66	0.60	0.54
bal t1	0.31	0.29	0.30	0.18	0.20	0.33
bal t2	0.10	0.05	0.06	0.09	0.03	0.16
bal t0+1	0.61	0.63	0.62	0.58	0.56	0.64
bal t0+1+2	0.54	0.52	0.49	0.51	0.43	0.60
Q vs. Pp t0+1						
pendiente	0.71	0.70	0.63	0.65	0.91	0.67
intercepto Y	-46.26	-44.26	-33.52	-40.66	-59.67	-45.92
intercepto X	65.15	63.40	53.19	62.98	65.56	68.96
Q vs. Bal t0+1						
pendiente	0.52	0.47	0.47	0.48	0.63	0.45
intercepto Y	30.59	30.90	32.70	28.03	36.71	27.85
intercepto X	-58.32	-65.95	-69.74	-58.35	-58.68	-61.51

### 3.3.3. Estacionalidad del rendimiento hídrico

Más allá de la fuerte variabilidad de corto plazo se detecta una estacionalidad similar en los caudales de los seis ríos estudiados. La misma está fuertemente influenciada por la evapotranspiración, que muestra una estacionalidad más marcada que la de las lluvias (Figura 21). En todos los casos los caudales medios mensuales caen fuertemente en los meses de octubre y noviembre para alcanzar sus mínimos entre diciembre y febrero, como resultado de la fuerte evapotranspiración, para recuperarse alcanzando máximos en mayo o junio. Se observa otro ciclo de descenso de caudales menor al estival en el mes de agosto relacionado a la baja precipitación del invierno. Los balances calculados muestran la redistribución media de agua dentro del año, ilustrando los períodos de pérdida de almacenamiento (valores menores a cero) y de ganancia (valores mayores a cero). En el mes de marzo comenzarían a recuperarse los stocks de agua perdida durante el verano y se completaría esta recuperación al comienzo de la primavera.

El aspecto más importante de este análisis estacional en relación al posible impacto de las forestaciones es reconocer el período más crítico para la provisión hídrica, que es el del verano, y los posibles efectos de la forestación y sus interacciones con la agricultura. Los sistemas forestales muestran mayores valores de evapotranspiración que los pastizales durante todos los meses del año pero son los meses de diciembre (+48 mm), enero (+53 mm) y febrero (+35 mm) donde se observan los mayores contrastes (Fig. 7). Por esta razón, es esperable que las forestaciones generen un efecto algo más intenso sobre el rendimiento hídrico estival que sobre el total, acrecentando la variabilidad estacional de los caudales. La cuestión estacional que requiere mayor atención es la de la agricultura. Si bien este uso de la tierra contribuiría a compensar los efectos de la forestación sobre el rendimiento total anual, no revertiría el efecto de merma de caudal estival, sino más bien lo acrecentaría, dada la alta demanda de agua de los cultivos en ese período del año (Fig 7). Por ejemplo, durante los meses de enero y febrero la evapotranspiración de un cultivo simple de verano supera a los pastizales en 41 y 29 mm/mes, respectivamente. Durante el mes de marzo se esperarían similares valores de ET entre cultivos y pastizales y a partir de abril ya la ET de los pastizales superaría a la de los cultivos. Una mayor evapotranspiración en estos sistemas, especialmente estival, retrasaría el momento en que comienza la recuperación del balance y del rendimiento hídrico (actualmente ocurre alrededor de marzo-abril) por lo que además de una merma de caudal estival podría esperarse un período de merma más prolongado.

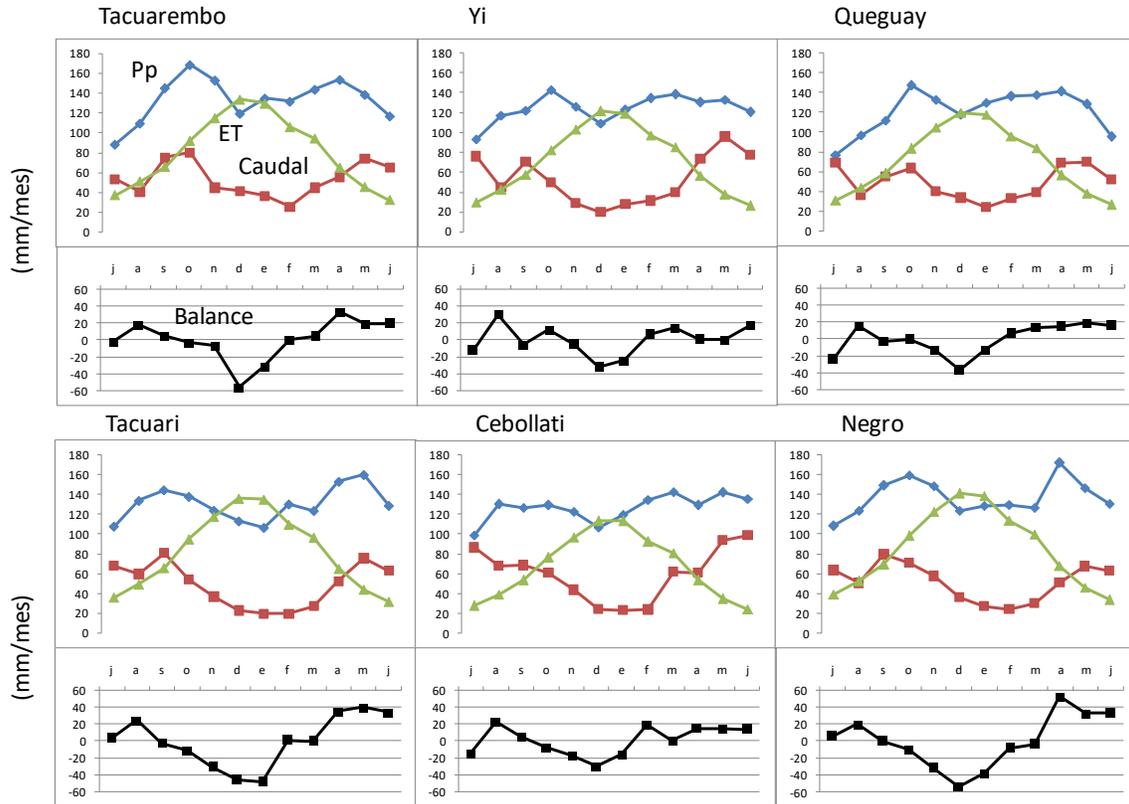


Figura 21. Balance hídrico estacional estimado a partir de los datos de precipitación (TRMM 1998-2015 - azul), caudal (aforos, 1998-2015 - rojo) y evapotranspiración ajustada a la estacionalidad de la evapotranspiración potencial (CRU, promedio histórico - verde). Los paneles inferiores ilustran el balance mensual (negro).

### 3.3.4. Patrones sobresalientes

El análisis temporal del rendimiento hídrico arroja algunas conclusiones útiles para anticipar los efectos de la forestación sobre la provisión hídrica.

El funcionamiento de los ríos estudiados es muy similar, lo que sugiere que las experiencias y estudios existentes para una determinada cuenca pueden aplicarse al resto de las cuencas. Todos los ríos muestran caudales muy inestables y poco predecibles, con respuestas muy rápidas a las fluctuaciones de precipitación, una muy baja "memoria" limitada a los dos meses, y un peso de la variabilidad estacional relativamente bajo. Es esperable que los usuarios de recursos hídricos superficiales estén adaptados a la intermitencia e impredecibilidad (e.g. responder con fuentes complementarias como napas o utilizar infraestructura de reserva como represas o tajamares).

La dinámica estacional de la evapotranspiración tiene influencia sobre los caudales generando mermas en los caudales mínimos, máximos y medios en verano respecto al invierno y explicando una parte pequeña pero significativa de la variabilidad mensual de los caudales. Es esperable que la forestación tenga efectos más marcados en los caudales estivales y que retrase la recuperación de los mismos en el otoño. Es esperable que la

forestación más que intensificar los extremos mínimos de caudal, que son de por sí muy bajos en estos ríos, aumente la frecuencia y duración de los periodos de muy bajo caudal. La época más vulnerable a las sequías y a su intensificación es la salida del verano en los meses de febrero y marzo cuando el stock de agua de las cuencas llega a su nivel mínimo.

El funcionamiento de estos ríos sugiere que hay que profundizar el estudio de los efectos de la forestación sobre los eventos de escurrimiento, revisando cuanto de los mismos ocurre por exceso de infiltración (llueve a tasas más altas que aquellas a las que tiene lugar la infiltración en el suelo) o por exceso de saturación (los perfiles de suelo, particularmente en las zonas bajas de las microcuencas, comienzan a saturarse y generan escurrimiento por rebalse). En el primer caso el impacto del consumo previo de agua del suelo que hace la vegetación sería poco importante, en el segundo sería mucho mayor. En el primer caso el consumo de agua de las forestaciones tendría menor efecto sobre los rendimientos hídricos medios que en el segundo.

### 3.4. Otros aspectos a considerar en relación al flujo de agua

#### a. Flujos máximos y riesgo de crecientes

Si bien el foco de este estudio se ha puesto en el rendimiento hídrico, particularmente el anual, es importante considerar los efectos de las plantaciones forestales sobre los caudales máximos o crecientes. En este sentido existe evidencia a nivel global y local que sugiere que las plantaciones ya establecidas reducen los caudales pico o máximos resultantes de grandes eventos de lluvia. Esto se ha observado en plantaciones forestales que ocupan tierras inicialmente sujetas a uso agrícola o pasturil en Nueva Zelanda (Davie and Fahey 2005), en Norteamérica (Perry et al. 2001), en China (Huang et al. 2003) y en Portugal (Carvalho-Santos et al. 2016). En este último caso se plantea que la amplificación de los flujos de tormenta causado por el cambio climático en Portugal, podría ser compensado por la expansión de la cubierta de plantaciones de *Eucalyptus globulus*. Cabe aclarar que las mismas, por otra parte, agravarían las mermas de caudal base estival que también acarrea el cambio climático. En el norte de Uruguay, el estudio ya citado de Silveira y Alonso (2009) en Paso Manuel Díaz, indica que el establecimiento de la forestación redujo el caudal de tormenta. En este estudio la comparación de los 12 eventos más grandes de precipitación en el período pre- y post-forestación (que resultaron muy similares en su distribución de tamaños) indica una reducción del flujo pico o de tormenta del 69 al 41% (flujo/precipitación = 73/106 y 46/112 mm/evento en situación pre- y post-, respectivamente).

Los efectos positivos de la forestación mitigando crecientes, pueden revertirse cuando son sujetas a tala rasa, práctica que suele aumentar el caudal pico tanto por la reducción instantánea del consumo transpirativo de agua como por la facilitación del recorrido preferencial del agua por caminos (Jones and Grant 1996). La acumulación de humedad tras la tala rasa favorece el escurrimiento, especialmente el que surge por exceso de saturación (napas que momentáneamente afloran en superficie en las zonas más bajas del paisaje). La presencia de zonas compactadas por el tránsito de maquinaria alineadas con la pendiente acelera el recorrido del agua hacia los cursos superficiales. Estos efectos son

complejos y pueden variar fuertemente de una cuenca a otra y en respuesta a las prácticas de cosecha. Como regla general, la aplicación de tala rasa en paños de tierra chicos y el diseño de paisajes "en mosaico" en los que se combinen paños en distintas etapas de su ciclo forestal, reduce los aumentos de flujo de tormenta. También lo hace el planteo cuidadoso de la red de caminos y del tránsito de maquinaria y carga.

Un aporte de este estudio al diseño de mosaicos y el consumo de agua por forestaciones es la construcción de curvas de índice verde en función del tiempo transcurrido después de la tala (Fig. 5). Las mismas muestran una caída abrupta y una recuperación de los niveles iniciales de índice verde, y por lo tanto de consumo de agua, que demora unos 4 a 5 años.

#### b - Incertidumbre sobre el impacto en caudales mínimos

Más allá de la esperable magnificación de los efectos de las forestaciones en épocas de sequía y en la estación estival, planteados más arriba, la estimación de los efectos netos de las plantaciones forestales sobre el caudal base y, especialmente, sobre los caudales mínimos en épocas de baja precipitación enfrenta otras incertidumbres. Las mismas se relacionan al peso relativo de las "válvulas" descritas en la introducción de este estudio. Se ordena esta incertidumbre aquí con el fin de guiar estudios y planes de monitoreo posteriores.

La mayoría de los estudios de campo a nivel global indican que las forestaciones sobre pastizales generan una caída en el caudal base y en los caudales mínimos. Esto ocurre porque los efectos sobre la "válvula 1" (aumento de la intercepción) y la "válvula 3" (aumento de la transpiración), que restan aporte al caudal base, superan a los efectos típicos sobre la "válvula 2" (reducción del escurrimiento), que magnifica el ingreso de agua potencialmente disponible para alimentar el caudal base. ¿Son las cuencas de Uruguay propensas a mostrar esta tendencia general o por lo contrario pueden plantear una excepción como la que se ha descrito en una minoría de casos, tales como cuencas con suelos muy degradados?

Para que ocurra esta segunda situación excepcional deben darse dos condiciones: (i) El caudal típico base debe ser bajo y el desvío de la "válvula 2" hacia el escurrimiento debe ser inicialmente alto en la condición pre-forestal y (ii) la forestación debe generar un reducción del escurrimiento superficial y permitir que al menos una fracción del agua que deja de escurrir no solo ingrese al suelo, sino que también escape a su consumo y alcance la zona saturada (napas). La primera condición se cumple en las grandes cuencas estudiadas, según muestran las series de caudal y se observa que es poca la fracción del rendimiento hídrico que surge de recorridos subterráneos lentos. La segunda condición no puede determinarse cuantitativamente con la evidencia disponible. Pueden sin embargo identificarse observaciones clave que ayudarán a definirlo: ¿Se generan ascensos freáticos de mayor intensidad y frecuencia bajo forestaciones? ¿Son las magnitudes medidas de las mermas de caudal pico (como las detectadas en el estudio de Silveira y Alonso) mayores que los incrementos de intercepción y transpiración? ¿Se observan

tendencias de largo plazo ascendentes en los caudales mínimos en cuencas fuertemente forestadas? Sólo si la respuesta a estas preguntas es afirmativa, puede esperarse que las forestaciones aumenten los caudales mínimos y base. Son necesarios planes de monitoreo que aborden estas preguntas con mediciones de campo y apoyo satelital. A los mismos pueden contribuir con éxito estudios más complejos que apliquen trazadores químicos e isotópicos para reconocer las vías de transporte del agua y su posible cambio relativo tras el establecimiento de las forestaciones. Hasta que no se concreten estos planes, es razonable asumir que las cuencas de Uruguay se ajustarán a la tendencia más general observada, mostrando una merma en los caudales base.

#### **4. Conclusiones**

Las dos aproximaciones aplicadas para estimar las mermas de rendimiento hídrico superficial ocasionadas por la forestación en su cobertura actual y ante su posible expansión arrojaron resultados similares. Ambas sugieren que ponderando por la superficie de cada cuenca analizada las forestaciones habrían reducido en un 2 a 3% el rendimiento hídrico general del país. Cambios en la fracción forestada de las cuencas a 30 o 60% del área implicarían mermas de aproximadamente 54 mm/año o 11.5% y de 110 mm/año o 24%, respecto a la situación prístina, de acuerdo al modelo hidroclicmático. Debe destacarse que estos valores representan una caracterización media en el territorio y en el tiempo. Las variaciones semanales o mensuales de los ríos estudiados superan a las de carácter estacional y los períodos de caudales muy bajos son prolongados y frecuentes como resultado de una baja "memoria" en su respuesta a las fluctuaciones de precipitación y evapotranspiración. Estas características hacen que el rendimiento hídrico de los cursos de agua, aún los de mayor orden, sean muy impredecible y posiblemente han moldeado diversas estrategias de adaptación en la provisión hídrica tales como el uso de recursos subterráneos más estables o al almacenamiento en represas y tajamares. En general, la persistencia del índice verde de las forestaciones en niveles constantes en épocas estivales y de sequía, sugiere que la forestación tendría un impacto relativamente mayor sobre el rendimiento hídrico de estos períodos críticos que sobre los niveles medios anuales. Por otra parte la baja "memoria" de los caudales en respuesta a las variaciones mensuales de las lluvias y la evapotranspiración potencial sugiere que las mermas de caudal impuestas por las forestaciones en períodos secos se recuperarían rápidamente en períodos húmedos.

#### **5. Referencias**

- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, and M. D. Smith. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO, Rome.
- Arnold, J. G. and P. M. Allen. 1999. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association* **35**:411-424.
- Arnold, J. G., P. M. Allen, R. Muttiah, and G. Bernhardt. 1995. Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Groundwater* **33**:1010-1018.

- Carlson, T. N. and D. A. Ripley. 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment* **62**:241-252.
- Carvalho-Santos, C., J. P. Nunes, A. T. Monteiro, L. Hein, and J. P. Honrado. 2016. Assessing the effects of land cover and future climate conditions on the provision of hydrological services in a medium-sized watershed of Portugal. *Hydrological Processes* **30**:720-738.
- Davie, T. and B. Fahey. 2005. Forestry and water yield - current knowledge and further work. *New Zealand Journal of Forestry* **49**:3-8.
- Farley, K. A., E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* **11**:1565-1576.
- Huang, M., L. Zhang, and J. Gallichand. 2003. Runoff responses to afforestation in a watershed of the Loess Plateau, China. *Hydrological Processes* **17**:2599-2609.
- Iltstedt, U., A. Malmer, E. Verbeeten, and D. Murdiyarso. 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management* **251**:45-51.
- Jackson, R. B., J. T. Randerson, J. Canadell, R. G. Anderson, R. Avissar, D. D. Baldocchi, G. B. Bonan, K. Caldeira, N. S. Diffenbaugh, C. B. Field, B. A. Hungate, E. G. Jobbágy, L. M. Kueppers, M. D. Noretto, and D. E. Pataki. 2008. Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters* **3**:doi:10.1088/1748-9326/1083/1084/044006.
- Jobbágy, E. G., A. M. Acosta, and M. D. Noretto. 2013. Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral* **23**:87-96.
- Jones, J. A. and G. E. Grant. 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* **32**:959-974.
- Mu, Q., M. Zhao, and S. W. Running. 2011. Improvements to a MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration Algorithm. *Remote Sensing of Environment* **115**:1781-1800.
- 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.
- Noretto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, and R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **154**:2-11.
- Noretto, M. D., E. G. Jobbágy, and 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.
- Perry, C. H., R. C. Miller, and K. N. Brooks. 2001. Impacts of short-rotation hybrid poplar plantations on regional water yield. *Forest Ecology and Management* **143**:143-151.
- Priestley, C. H. B. and R. J. Taylor. 1972. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review* **100**:81-92.

- Silveira, L. and J. Alonso. 2009. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. *Hydrological Processes* **23**:320-329.
- Silveira, L., P. Gamazo, J. Alonso, and L. Martínez. 2016. Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes* **30**:3596-3608.
- Zhang, L., W. R. Dawes, and G. R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* **37**:701-708.