

**Efectos de la forestación sobre el rendimiento hídrico de las cuencas de  
Río Tacuarembó y Río Negro, Uruguay. Un análisis de tendencias  
temporales con sensores remotos y mediciones de campo**

*Trabajo final presentado para optar al título de Especialista en Teledetección y  
Sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio de los recursos naturales y la  
producción agropecuaria*

**Deyvis Jefferson Cano Cochachi**

Ingeniero Zootecnista - Universidad Nacional del Centro del Perú - 2013



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



## **TUTOR**

**Marcelo Daniel Nosetto**

Ingeniero Agrónomo - Universidad Nacional de Entre Ríos  
Doctor en Ciencias Agropecuarias - Universidad de Buenos Aires

## **JURADO DE TRABAJO FINAL**

Jurado

**Gervasio Piñeiro**

Ingeniero Agrónomo - Universidad de la República Oriental del Uruguay  
Doctor en Ciencias Agropecuarias - Universidad de Buenos Aires

Jurado

**Mariano Oyarzabal**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de Trabajo Final: 27 de noviembre de 2023

***Agradecimientos:***

- *Quedo muy agradecido con el equipo de Docentes de la Especialización. De manera personal, pienso que cada tema desarrollado fue un mundo con posibilidades enormes de desarrollo para la investigación; gracias a sus enseñanzas estoy en esa dirección.*
- *Un agradecimiento especial a Julieta, por sus consejos, paciencia, perseverancia e insistencia. Sin ella el camino se hubiera hecho largo y complicado. ¡Gracias por tu apoyo!*
- *Agradezco también a mi Tutor, Marcelo; lo conocí a un más a través del TFE, y creo que es una persona admirable con disposición constante a apoyar. Para mí, es un ejemplo a seguir.*

*¡Gracias a todos ustedes!*

## ÍNDICE

<b>ÍNDICE DE TABLAS .....</b>	<b>5</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS .....</b>	<b>5</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>7</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>8</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>9</b>
Objetivos .....	11
<b>II. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>12</b>
Zona de estudio .....	12
a. Análisis de vegetación y determinación de superficie forestada .....	15
b. Obtención y análisis de datos hidrológicos.....	16
c. Análisis de datos. ....	17
<b>III. RESULTADOS.....</b>	<b>18</b>
a. Dinámica estacional del NDVI, la precipitación y caudal hídrico.....	18
b. Superficie forestada y tendencia temporal de NDVI .....	19
c. Régimen Hídrico.....	22
<b>IV. DISCUSIÓN.....</b>	<b>26</b>
<b>V. CONCLUSIONES .....</b>	<b>30</b>
<b>VI. REFERENCIAS .....</b>	<b>31</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Resumen de las características principales de las cuencas en estudio.....	12
-------------------------------------------------------------------------------------------	----

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ubicación de área de estudio y lugar de las estaciones de monitoreo de caudal. Cuenca del Río Tacuarembó <b>(a)</b> . Cuenca de Río Negro <b>(b)</b> . Las líneas amarillas corresponden a límites internacionales. Las Estaciones de Monitoreo de caudal (EM) se representan con el punto rojo (Paso del Borracho - Cuenca Alta del Río Tacuarembó) y el punto azul (Paso Aguiar - Cuenca Alta de Río Negro).....	13
<b>Figura 2.</b> Diagrama de flujo de las variables ambientales estudiadas. Cajas de color blanco hace referencia a los datos utilizados. Cajas de color amarillo refieren a los análisis realizados, Cajas en color plomo refieren al periodo de tiempo en años analizado. Las líneas en azul son los conectores entre cada procedimiento. ....	15
<b>Figura 3.</b> Diagrama de caja y bigotes del promedio mensual de NDVI <b>(a)</b> . Precipitación promedio acumulada mensual <b>(b)</b> . Caudal de escorrentía promedio mensual expresado en mm <b>(c)</b> . Análisis de variación de coeficiente de determinación entre precipitación acumulada y el caudal <b>(d)</b> . Las cajas constituyen el rango intercuartílico, las barras representan los valores máximos y mínimos, la “X” intermedia identifica valores promedios y los puntos exteriores corresponden a valores atípicos.....	18
<b>Figura 4.</b> Análisis de la dinámica espacial de vegetación de 4 momentos del periodo 1984, 1994, 2004 y 2014. Las imágenes corresponden a Landsat 5 TM (1984, 1995 y 2005) combinación de bandas RGB 4-5-3 y Landsat 8 OLI (2014) con combinación de bandas RGB 5-6-4. El gráfico de barras muestra la superficie forestada estimada por clasificación supervisada en ambas cuencas. ....	20
<b>Figura 5.</b> Evolución de distintas coberturas del terreno para los períodos: 1984, 1994, 2004 y 2014 en las cuencas del Río Tacuarembó y Río Negro. Valores no etiquetados, no superaron el 2 %. ....	21
<b>Figura 6.</b> Análisis de la tendencia temporal (1984 – 2014) de promedios anuales de NDVI y la diferencia de las dos cuencas. Línea amarilla corresponde a los promedios anuales de NDVI de la cuenca del Río Tacuarembó. Línea azul corresponde a los promedios anuales de NDVI de la cuenca de Río Negro. Línea Verde corresponde a la diferencia entre los valores promedios anuales de NDVI de ambas cuencas. ....	22
<b>Figura 7.</b> Régimen de precipitación y caudal de escorrentía interanual en el periodo 1984 – 2014 de las dos cuencas en estudio. Las barras son el promedio de precipitación acumulada. La	

línea Negro (Cuenca del Río Tacuarembó) y la línea roja Cuenca de Río Negro corresponden al caudal de escorrentía en mm de las estaciones de monitoreo Paso del Borracho y Paso Aguiar respectivamente..... 23

**Figura 8.** Análisis de correlación entre el caudal de escorrentía anual y la precipitación acumulada anual del período 1984 – 2013 de las dos cuencas analizadas..... 24

**Figura 9.** Análisis de correlación entre el caudal de escorrentía y la precipitación acumulada anual de la cuenca de Río Negro (a) y la cuenca del Río Tacuarembó (b) de los periodos 1984-1999 (puntos naranjas) y 2000-2014 (puntos Azules)..... 24

**Figura 10.** Análisis de tendencia y nivel de significancia del Coeficiente de escorrentía en la cuenca del Río Tacuarembó (línea roja) y de Río negro (línea verde)..... 25

## RESUMEN

Los cambios en la cobertura de suelo, como la forestación de pastizales, pueden alterar distintos procesos funcionales ecosistémicos e incidir sobre el balance hídrico. La alta demanda de agua por la mayor productividad de las forestaciones eleva la evapotranspiración y reduce el caudal hídrico de las cuencas. En este trabajo, evaluamos dos situaciones contrastantes en Uruguay; por un lado, en la cuenca del Río Tacuarembó, donde se incrementó el área forestada durante más de 30 años; y la otra, en la cuenca de Río Negro, donde aún se conservan pastizales como cobertura principal. Este trabajo evalúa los efectos de la forestación de pastizales sobre el rendimiento hídrico, comparando las dos cuencas mencionadas anteriormente mediante sensores remotos y mediciones de campo en el periodo 1984-2014. Los resultados del análisis espacial mediante clasificación supervisada mostraron un incremento del área forestada alcanzando el 28 % del territorio de la cuenca del Río Tacuarembó hacia finales del periodo de estudio. Asimismo, el análisis temporal del índice NDVI mostró una tendencia positiva significativa para ambas cuencas con una tasa de aumento superior en la cuenca del Río Tacuarembó respecto a la de Río Negro de 0,0038/año vs 0,0026/año. El caudal de escorrentía arrojó un valor promedio de 577 mm/año en la cuenca del Río Tacuarembó y de 499 mm/año en la cuenca Río Negro. El coeficiente de escorrentía (i.e. caudal anual/lluvia anual) fue ligeramente superior en la cuenca del Río Tacuarembó (0,38) que en la cuenca Río Negro (0,34). Sin embargo, es interesante notar que dicho índice mostró una tendencia significativa decreciente en la cuenca del Río Tacuarembó, pero no en la de Río Negro, evidenciando posiblemente el efecto del aumento del área forestal. Asimismo, el análisis de la respuesta del caudal a la lluvia mostró un corrimiento de la ordenada al origen en la cuenca del Río Tacuarembó en un período más reciente en comparación con uno más antiguo (1984-1999 vs. 2000-2014), sugiriendo un menor rendimiento hídrico luego del establecimiento de forestaciones. Los análisis satelitales juntamente con los datos de caudal dieron evidencia de las transformaciones ocurridas en las cuencas estudiadas, donde la reducción del caudal de la cuenca del Río Tacuarembó luego de ser forestada resultó el aspecto más relevante de este estudio.

**Palabras clave:** Forestación, rendimiento hídrico, tendencia NDVI, sensores remotos, Río Tacuarembó, Río Negro.

## Abstract

Changes in land cover, such as the afforestation of grasslands, can alter different ecosystem functional processes and affect the water balance. The high-water demand due to the increased productivity of forestation increases evapotranspiration rates and reduces the river flow of the basins. In this work, we analyzed two contrasting situations in Uruguay; on the one hand, in the Río Tacuarembó basin, where the afforested area has increased for more than 30 years, and on the other, the Río Negro basin, where native grasslands remain as the main land cover without significant changes. Under these scenarios, this work evaluates the dynamics of grassland afforestation and the effect on water yield, comparing both basins using remote sensors and field measurements in the period 1984-2014. A supervised classification showed an increase in the afforested area in the Río Tacuarembó basin, reaching 28 % of the territory towards the end of the study period. Likewise, the temporal analysis of the NDVI index showed a significant positive trend for both basins, with a higher increase rate in the Río Tacuarembó basin compared to the Río Negro basin of 0.0038/year vs. 0.0026/year. The runoff flow averaged 577 mm/year in the Río Tacuarembó basin and 499 mm/year in the Río Negro basin. The runoff coefficient (i.e., annual flow/annual rainfall) was slightly higher in the Río Tacuarembó basin (0.38) than in the Río Negro basin (0.34). However, it is interesting to note that this index showed a significant downward trend in the Río Tacuarembó basin but not in the Río Negro one, possibly evidencing the effect of the increase in the forested area. Likewise, the analysis of the flow response to rain showed a shift of the ordinate to the origin in the Río Tacuarembó basin in a more recent period compared to an older one (1984-1999 vs. 2000-2014), suggesting a lower water yield after the establishment of afforestation. The satellite analysis, together with the flow data, gave evidence of the transformations that occurred in the studied basins, where the reduction of the river flow of the Río Tacuarembó basin after being forested was the most relevant result of this study.

**Keywords:** Afforestation, water yield, NDVI trend, remote sensing, Río Tacuarembó, Río Negro.

## I. INTRODUCCIÓN

Los cambios de cobertura vegetal, como la forestación de pastizales, pueden alterar distintos procesos funcionales ecosistémicos (Sidi Almouctar et al., 2021). Estas transformaciones pueden influir sobre la estabilidad climática, hidrológica y alterar la conexión entre atmósfera, suelo y humedad, con repercusiones directas sobre la productividad y la evapotranspiración (Farley et al., 2005). Se espera que a mayor productividad vegetal se incremente la evapotranspiración, debido a la conexión estomática entre el flujo de CO<sub>2</sub> y de vapor de agua (Kergoat et al., 2002). Las forestaciones con especies de rápido crecimiento (ej. *Pinus sp.*, *Eucalyptus sp.*) son en general más productivas que los pastizales (Nosetto et al., 2012), por ende, se esperaría un incremento en la evapotranspiración, con una consecuente reducción del escurrimiento y drenaje. Esta última es la principal fuente del flujo hídrico de las cuencas (Cheng et al., 2022; E. G. Jobbágy et al., 2013; van Dijk & Keenan, 2007).

En ocasiones, las forestaciones avanzan en sectores/regiones que tienen limitantes para la producción agrícola debido a limitantes edáficas (Silveira et al., 2016). Diversos trabajos han demostrado que las forestaciones presentan altos consumos de agua, debido al desarrollo del sistema radicular profundo en los primeros años de desarrollo y elevados niveles de área foliar (Christina et al., 2017; Nosetto et al. 2005). También es importante destacar los menores controles estomáticos sobre la pérdida de agua por transpiración (Cristiano et al., 2015), el menor albedo y el uso eficiente de la radiación (Whitehead & Beadle, 2004). Estos efectos son más frecuentes en *Eucalyptus* que en *Pinus*, por ser especies de crecimiento rápido y los más utilizados en la industria forestal (Maier et al., 2017). Se evidencia un incremento de la productividad primaria del ecosistema reemplazado, así como el incremento de temperatura y humedad ocasionando el incremento de la transpiración, transfiriendo directamente el agua de precipitación hacia la atmósfera, restringiendo la llegada del agua hacia la escorrentía superficial y drenaje (Ouyang et al., 2021).

El reemplazo de pastizales por forestaciones podría tener consecuencias sobre el balance hídrico, afectando los dos caminos principales del flujo normal de la precipitación, la evapotranspiración y el flujo líquido de la superficie. Dado que el agua de precipitación es la principal fuente hídrica de los ecosistemas, también se puede ver alterada alguno de los otros componentes de este balance. Dentro del camino del flujo de la evapotranspiración podemos mencionar a la interceptación (I), que es el agua que permanece en la superficie hasta evaporarse; la evaporación del suelo (E) y la transpiración estomática de la vegetación (T). En el camino del flujo líquido, podemos mencionar al escurrimiento superficial (R), que es el agua que se desplaza lateralmente por el suelo; agua de drenaje profundo (D) para la recarga de acuífero; y variación de agua en el suelo ( $\Delta S$ ). Todos ellos son fuertemente afectados por la cubierta

vegetal, pudiendo modificar significativamente los patrones hídricos de los ecosistemas (Nosetto, 2007).

El rendimiento hídrico de una cuenca se define como la cantidad de descarga de agua en un tiempo determinado (caudal), sujeto al tipo de suelo, topografía y el tipo de cobertura vegetal (Filoso et al., 2017). Muchos estudios reportan que la forestación en pastizales impacta directamente sobre el rendimiento hídrico anual (Jobbágy et al., 2013; von Stackelberg et al., 2007), informando que en los primeros años la reducción es de 15 %, con variaciones según especie, donde *Pinus* y *Eucalyptus* presentan mayor reducción, 30 a 50 % respectivamente (Jobbágy et al., 2006; Pérez Arrarte, 2007). Asimismo, las forestaciones también pueden favorecer la salinización por intensificación de la descarga freática, con napas que no son necesariamente saladas (Baldi et al., 2008; Milione et al., 2020). También puede presentarse eutrofización por cianobacterias en aguas límbricas por acumulación de fósforo y nitrógeno (Bonilla et al., 2015; Kruk et al., 2019). Incluso puede darse la acidificación de suelos, en especial en plantaciones de *Eucalyptus sp.*, por absorción excesiva de calcio por los árboles (Delgado et al., 2006; Farley et al., 2008). Además, las forestaciones pueden incrementar los peligros de incendios, invasión de ecosistemas cercanos y alteración de la biodiversidad (Brazeiro, Cravino, et al., 2018; Raffaele et al., 2015). Las especies forestales nativas ocupan gran espacio en la forestación y pueden llegar a impactar positivamente a los ecosistemas (Ferraz et al., 2013). Por ejemplo, en investigaciones realizadas en el sur de Chile, al aumentar en 10 % la cobertura de especies nativas, la escorrentía superficial se reduce en un rango de 3 a 14 %, siendo menor el impacto sobre el agua y repercutiendo positivamente en la recuperación de suelos degradados (Alvarez-Garreton et al., 2019; Lara et al., 2009). Del mismo modo, las especies nativas y especies caducifolias, pueden contribuir a la infiltración, recarga de acuíferos, regulación de crecidas e inundaciones, disminuir la probabilidad de erosión de suelo, y aunque reducen el caudal base, con el tiempo se puede estabilizar y aumentar (Ellison et al., 2017).

Los sensores remotos están permitiendo estudiar la dinámica temporal y espacial de la vegetación a distintas escalas. Los índices de vegetación, como por ejemplo el NDVI, facilita observar los cambios estacionales de la fenología, la productividad y degradación de las coberturas vegetales a largo plazo (Han et al., 2021). Asimismo, facilita observar la relación con los cambios hidro-climáticos que vienen sucediendo, asociado a la precipitación, evapotranspiración, temperatura y el rendimiento hídrico, elementos clave para el balance hídrico de distintos ecosistemas y coberturas vegetales (Gutierrez-Cori et al., 2021; Senay et al., 2011; Zhang et al., 2019). El estudio de la relación vegetación-agua, mediante el NDVI y el rendimiento hídrico, están permitiendo observar los efectos de la forestación y deforestación en la reducción de agua en muchas cuencas de distintos ecosistemas (Lu et al., 2000; Moses et al., 2022; Sun et al., 2008; Xu et al., 2016). Esta relación, vegetación – agua, ha sido relativamente

poco abordada en realidades del hemisferio sur desde la perspectiva de la dinámica espacial y temporal, y más aún, son escasos los estudios mediante el uso de sensores remotos.

En la República Oriental del Uruguay la actividad forestal ha venido desarrollándose desde hace más de 30 años (Silveira et al., 2016). Este impulso económico promovido por el gobierno, incrementó las forestaciones en áreas de pastizales, alcanzando más de 1 millón de ha. en 2013 y con proyección de alcanzar los 2 millones de ha. en 2030. Todo ello con el propósito de producir pasta de celulosa para la industria papelera (Brazeiro, Cravino, et al., 2018). La cuenca del Río Tacuarembó, precisamente la parte de cabecera de cuenca, es una de las que más se ha forestado, mientras que, en la de Río Negro, a la fecha todavía sigue manteniendo pastizales con poca forestación y mínimas modificaciones en su cobertura. Esta situación plantea un escenario muy propicio para evaluar los efectos de la forestación sobre la dinámica hidrológica de las cuencas de la región. Las diferencias en los efectos de la forestación en estas dos subcuencas son ampliamente percibidas por las personas locales y mantiene en controversia a la comunidad científica, especialmente cuando se habla de reducción del rendimiento hídrico y sus efectos negativos, llegando a tener repercusiones sociales bastante profundas y notorias (Graziano, 2010; Paruelo, 2012).

## **Objetivos**

Bajo estas circunstancias, y con el fin de aclarar las dudas generadas por la problemática, este trabajo propone como objetivo principal realizar un análisis espacial y temporal de dos cuencas ubicadas en la República Oriental del Uruguay (Río Tacuarembó y Río Negro) a partir de mediciones de caudal y observaciones remotas por un período de 31 años. Ambas cuencas se diferencian por presentar diferentes porcentajes de superficie forestada con especies exóticas de rápido crecimiento. Los objetivos específicos son los siguientes:

- i) Analizar el efecto de los cambios en la cobertura vegetal (pastizal natural vs. forestación) sobre las dinámicas temporales del rendimiento hídrico y del NDVI.
- ii) Caracterizar el rendimiento hídrico (mediante mediciones diarias de caudal), su dinámica estacional, interanual y tendencia en la respuesta a la lluvia en las dos cuencas bajo estudio.
- iii) Analizar la dinámica espacial del área forestada mediante clasificación supervisada de imágenes Landsat.

Para abordar estos objetivos se empleará una aproximación mediante combinación de datos hidrológicos de campo y datos de sensores remotos a largo plazo de las dos cuencas con diferencias marcadas en el grado de forestación sobre los pastizales.

## II. MATERIALES Y MÉTODOS

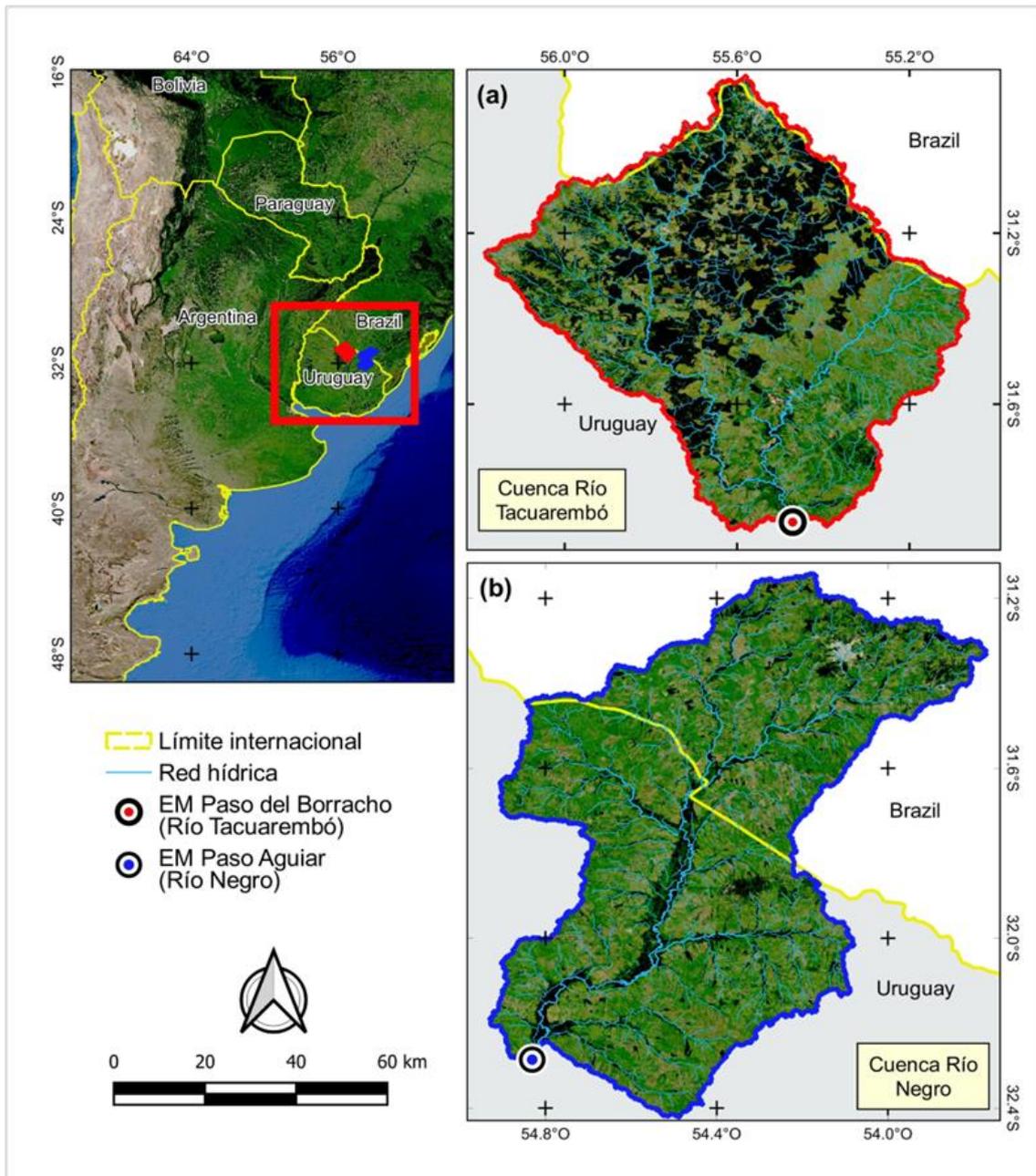
### Zona de estudio

El área de estudio se encuentra en el noreste de la República Oriental del Uruguay, específicamente en dos espacios de cabecera de cuenca. El primero, la parte alta de la cuenca del Río Tacuarembó y el segundo la parte alta de la cuenca de Río Negro. Las características específicas de cada cuenca se mencionan en la siguiente tabla:

**Tabla 1.** Resumen de las características principales de las cuencas en estudio.

Características	Cuenca del Río Tacuarembó	Cuenca de Río Negro
Área (km <sup>2</sup> )	6605	8002
Perímetro (km)	683	885
Caudal medio (m <sup>3</sup> /s)	120.6	126.5
Caudal medio (mm)	576.9	499.5
Precipitación media anual (mm)	1396	1352
Coefficiente de escorrentía (%)	38.7	34.1
Temperatura media anual (°C)	18,2	19
Pendiente (%)	7.6	4,7
Elevación (m.s.n.m.)	88-391	98-397
Lugar de monitoreo de caudal	Paso del Borracho	Paso Aguiar
Latitud, Longitud (° Decimales)	-31,87583; -55,47111	-32,28611; -54,83111
Vegetación predominante	Pastizal y forestal	Pastizal
Dirección de drenaje	Norte a Sur	Noreste a sudoeste

La delimitación de las áreas de estudio fue realizada con la ayuda del Modelo Digital de Elevación (por sus siglas en inglés, DEM), de resolución espacial de 30 m obtenido de Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) del Global Digital Elevation Model Version 3 (GDEM 003) disponible en: <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>. El lugar de estudio para la cuenca del Río Tacuarembó se consideró desde la estación de monitoreo del caudal Villa Ansina - Paso del Borracho (Lat. 31,87583; Long. -55,47111), con un área total delimitada de 6605 km<sup>2</sup>. Para la cuenca de Río Negro, se consideró desde estación Paso Aguiar (Lat. -32,28611; Long. -54,83111) con un área total delimitada de 8002 km<sup>2</sup> (Tabla 1 y Figura 1). Los datos climáticos y características de las cuencas evaluadas de la Tabla 1, se obtuvieron del Informe del Plan de Monitoreo del Río Tacuarembó realizado por la Dirección Nacional de Medio Ambiente (2020) y el Informe de Monitoreo de Calidad del Agua de Río Negro ejecutado por el Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (2020).



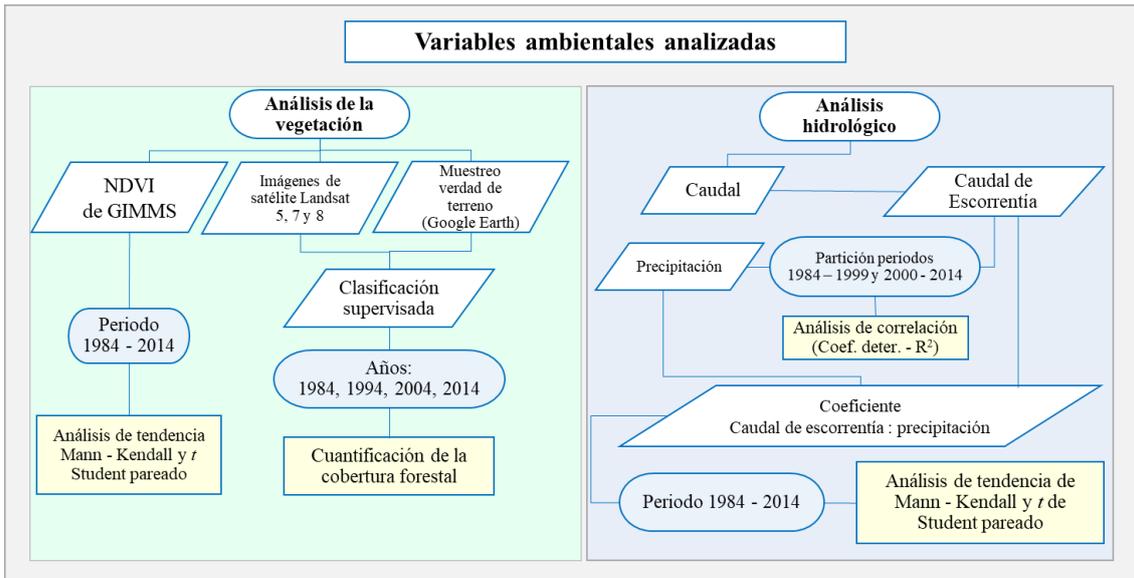
**Figura 1.** Ubicación de área de estudio y lugar de las estaciones de monitoreo de caudal. Cuenca del Río Tacuarembó (a). Cuenca de Río Negro (b). Las líneas amarillas corresponden a límites internacionales. Las Estaciones de Monitoreo de caudal (EM) se representan con el punto rojo (Paso del Borracho - Cuenca Alta del Río Tacuarembó) y el punto azul (Paso Aguiar - Cuenca Alta de Río Negro).

La cabecera de cuenca del Río Tacuarembó se encuentra entre los departamentos de Rivera y Tacuarembó (Figura 1). Cuenta con un clima subtropical templado y una precipitación media anual de 1396 mm, con picos entre octubre a mayo. La temperatura media anual es de 18,2 °C con máximos entre diciembre y febrero. Presenta una elevación que va desde los 88 a 391 m.s.n.m. con pendiente de 7,6 % en promedio (Tabla 1). El relieve es relativamente accidentado, predominando espacios planos y pendientes poco pronunciadas, con montículos

salientes rocosos de basalto y arenisca, con suelos Luvisoles y Acrisoles, con textura franco arenosa, de baja fertilidad, con riesgo de erosión y con propiedades de infiltración que ayudan a la recarga del acuífero (Resquin et al., 2018). La cobertura vegetal predominante es pastizal natural sometido a pastoreo extensivo de ganado bovino, y desde varias décadas atrás van en aumento las plantaciones forestales con predominio de *Eucalyptus grandis*, *Pinus elliottii* y *Pinus taeda*, ubicadas principalmente en el noreste de la parte alta de la cuenca.

La cuenca de Río Negro inicia en el estado de Río Grande del Sur en Brasil con recorrido de noreste a sudeste en el interior de Uruguay y recorre los departamentos de Cerro Largo, Tacuarembó y Rivera (Figura 1). Es uno de los principales contribuyentes a la red hídrica de todo Uruguay. La precipitación media anual es de 1352 mm con picos máximos entre octubre a mayo. La temperatura media anual es de 19 °C, con máximos entre diciembre y febrero. Presenta una elevación que va desde los 98 a 397 m.s.n.m. con relieve plano, suavemente ondulado y pendiente de 4,7 % (Tabla 1). Se caracteriza por el predominio de suelos profundos Acrisoles e Inceptisoles, de textura franco arcilloso y arenoso, con fertilidad media baja y capacidad de drenaje moderado que ayuda a disminuir el riesgo de erosión y a la infiltración. La mayor parte de la cobertura vegetal está constituida por pastizales naturales de uso para la ganadería extensiva, así como el desarrollo de cultivos como arroz, trigo, soja y algunas plantaciones forestales, sobre suelos de origen sedimentarios en su mayoría.

La recolección de datos del estudio se realizó teniendo en cuenta dos elementos ambientales. El primero contiene datos de vegetación mediante el índice NDVI, y el segundo grupo contiene datos para el análisis hídrico, monitoreo de caudal, precipitación, el cálculo de caudal de escorrentía y el coeficiente de escorrentía: precipitación (Figura 2).



**Figura 2.** Diagrama de flujo de las variables ambientales estudiadas. Cajas de color blanco hace referencia a los datos utilizados. Cajas de color amarillo refieren a los análisis realizados, Cajas en color plomo refieren al periodo de tiempo en años analizado. Las líneas en azul son los conectores entre cada procedimiento.

### a. Análisis de vegetación y determinación de superficie forestada

La superficie forestada de los años 1984, 1994, 2004 y 2014, fue determinada mediante clasificación supervisada. Se evaluó mediante imágenes históricas provenientes de los satélites Landsat 5 TM (Thematic Mapper), utilizando las 7 bandas, con inclusión de las bandas de los índices espectrales, NDVI y el índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) para los años 1984, 1994, 2004. Para el año 2014 se utilizó Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) con las bandas del 1 al 7. De la misma manera, se incluyó las bandas de los índices espectrales NDVI y NDWI.

Para la clasificación se distinguieron 4 coberturas principales: (i) cobertura forestal, (ii) pastizales, (iii) cuerpos de agua y (iv) humedales, agrupando las superficies agrícolas, urbanos u otros como parte de los pastizales debido a que la representación espacial no era de consideración. Se tomaron 30 muestras de píxeles por cada cobertura, utilizando las imágenes de Google Earth como verdad de terreno y la visualización de las imágenes RGB. En la clasificación se utilizó el algoritmo de clasificación RandomForest. Para la validación y entrenamiento, se tomó la proporción de datos 70 % y 30 % respectivamente. En la estimación de la precisión, se utilizó la matriz de confusión y el porcentaje de la precisión del productor, donde se aceptaron mínimamente valores mayores al 90 % de precisión. Para todo el proceso de evaluación, obtención y análisis de imágenes de satélite se empleó la plataforma Google Earth Engine. Finalmente, para el mapeo y cuantificación de las coberturas del área forestada, fue

realizada mediante la herramienta de informe de valores únicos del software libre Qgis versión 3.18.

Para visualizar la distribución de la vegetación se utilizó la combinación de bandas RGB 5-6-4 de Landsat 5, para los años 1984, 1994 y 2004; y para el año 2014, fue realizada mediante la combinación de bandas RGB 4-5-3 del Landsat 8, para lograr dar realce a la vegetación por efecto de la banda del NIR (infrarrojo cercano) el cual ayuda a observar la actividad fotosintética de la vegetación.

Se emplearon datos del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de The Global Inventory Modeling and Mapping Study (GIMMS), del sensor Advanced Very High-Resolution Radiometer (AVHRR) a bordo del satélite National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Estos datos cuentan con pixel de 8 km, con resolución temporal de 15 días en cada inicio y mitad de mes. Todo ello se obtuvo de Google Earth Engine, expresado como indicador de la dinámica de la vegetación en cuanto a su productividad y actividad fotosintética en el período 1984 – 2014. Valores más altos de NDVI corresponden a vegetación con alta densidad y con alta actividad fotosintética, y contrariamente, valores bajos corresponden a otras coberturas distintas a la vegetación (ejemplo: cuerpos de agua, suelos desnudos, nieve, rocas etc.). Tomando en cuenta valores superiores a 0,05 ya pueden contener información sobre la presencia de vegetación (Moses et al., 2022). Se realizó una filtración de valores extremadamente altos y valores negativos originados por anomalías atmosféricas y por presencia de nubes, reemplazándolos con valores promedios entre los valores anteriores y posteriores al día del registro filtrado. En el caso donde se presentó ausencia de más de dos valores se realizó una extrapolación de los datos mediante pronóstico lineal, función contenida en la hoja de cálculo Excel.

#### **b. Obtención y análisis de datos hidrológicos**

Los datos hídricos que se utilizaron provienen de datos de caudal diario de 1984 hasta el 2014, de las estaciones de monitoreo hidrológico de Paso del Borracho para la cuenca del Río Tacuarembó y de Paso Aguiar para la cuenca de Río Negro, de la Dirección Nacional de Agua (DINAGUA) <https://www.ambiente.gub.uy/SIH-JSF/paginas/visualizador/visualizador.xhtml>. Estos datos representan la salida de agua del sistema hídrico de la cuenca, donde la cantidad monitoreada es dependiente de la precipitación y el tipo de cobertura que se encuentra aguas arriba. Asimismo, es importante para entender las características hidrológicas de la cuenca, las variaciones temporales y cambios o alteraciones en el régimen hídrico de la cuenca (Xu et al., 2016). Se utilizaron los datos de promedios mensuales y anuales y un filtro de datos extremos. Se rellenaron algunos datos faltantes mediante el promedio de los datos superior e inferior. En

el caso donde hubo mayor de tres datos faltantes, se realizó interpolación mediante pronóstico lineal, función contenida en la hoja de cálculo Excel.

Los datos de precipitación se obtuvieron de la base de datos CHIRPS (Climate Hazards Group Infrared Precipitation with Station). Esta base de datos cuenta con una resolución espacial de 0.05°, aprox. 5.5 km y resolución temporal diaria y está disponible desde 1981 hasta la fecha (Funk et al., 2015). La validación de los datos de satélite de CHIRPS tiene precedentes en estudios previos donde se halló buena correlación con los datos de pluviómetros para estaciones en la región de estudio (Rivera et al., 2019).

Los datos de caudal o rendimiento hídrico permitieron obtener los datos de caudal de escorrentía diario, definido como el exceso de agua que no llegó a infiltrarse y fue desplazado hacia los cauces. El caudal de escorrentía se determinó a través de la siguiente fórmula:

$$E = (Q * T) / (1000 * A) \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

E = Caudal de escorrentía (mm/día)

Q = Caudal (m<sup>3</sup>/seg)

T = tiempo (seg/día)

A = Área de la cuenca (km<sup>2</sup>)

Asimismo, se emplearon los datos de precipitación y caudal de escorrentía para la generación de datos de proporción o coeficiente de escorrentía, definido como la proporción de la precipitación que se transformó en caudal, con valores que van de 0 a 1 (Hildrew & Statzner, 2009).

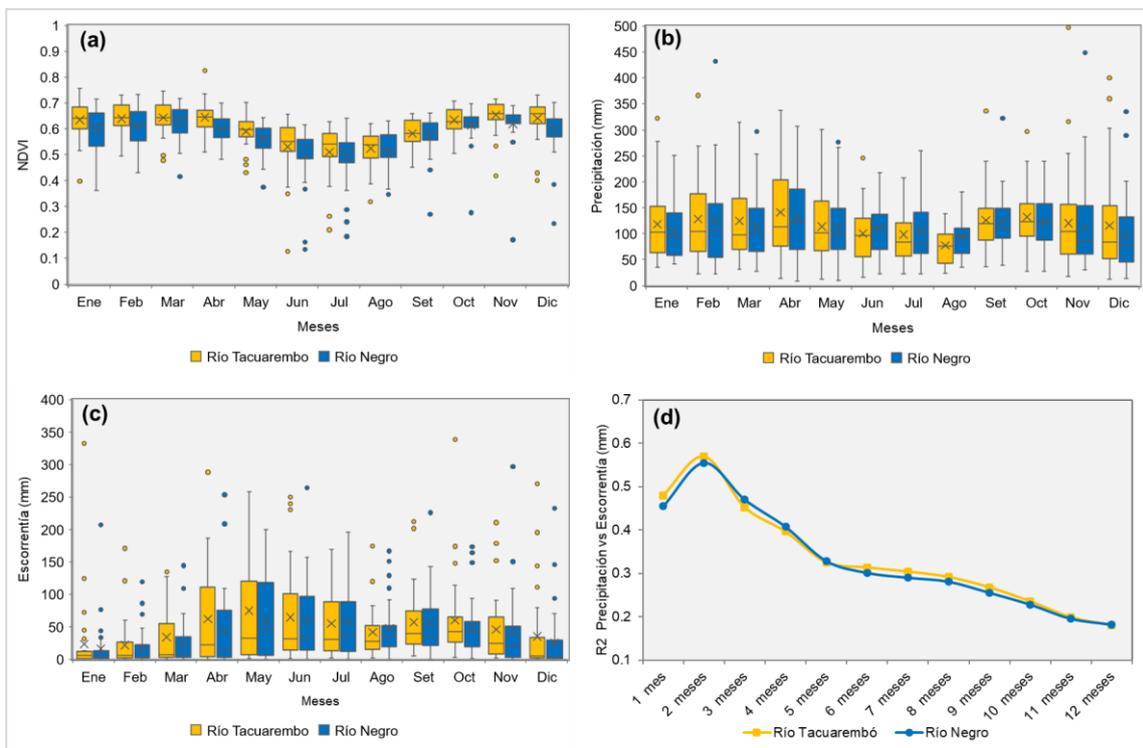
### **c. Análisis de datos.**

Se efectuó un análisis de series de tiempo interanual del valor promedio de NDVI histórico, la diferencia de NDVI y el coeficiente de escurrimiento superficial para el periodo 1984-2014 en ambas cuencas. Para estas series de tiempo se realizaron la prueba de Mann- Kendall para estimar la significancia de tendencia, el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el valor de la pendiente y la prueba de  $t$  de Student pareado. Este último para determinar la significancia de diferencias de series temporales entre ambas cuencas. Además, se realizó el análisis de regresión lineal simple para evaluar el coeficiente de determinación y el modelo lineal entre el escurrimiento anual y la precipitación acumulada anual. Estos datos se partitionaron en dos periodos de tiempo (1984-1999 y 2000-2014), para observar la alteración de la escorrentía superficial, por efecto del incremento de la vegetación en función a la precipitación (Li et al., 2008; Saifullah et al., 2016a). Todos los análisis se realizaron utilizando los softwares Excel, R Studio y Statgraphics Centurión 19.

### III. RESULTADOS

#### a. Dinámica estacional del NDVI, la precipitación y caudal hídrico.

En ambas cuencas se observó un comportamiento estacional del NDVI de la vegetación. Los mayores valores se encontraron entre octubre y abril. Los valores promedio máximos se dieron en noviembre, entre 0,65 y 0,63, y los valores mínimos en julio, entre 0,51 y 0,49 (cuenca del Río Tacuarembó y Río Negro, respectivamente). La prueba de *t* de Student pareado evidenció diferencias estadísticas significativas entre ambas cuencas ( $p < 0,001$ ), siendo la cuenca del Río Tacuarembó la que presentó los mayores valores (Figura 3a).



**Figura 3.** Diagrama de caja y bigotes del promedio mensual de NDVI (a). Precipitación promedio acumulada mensual (b). Caudal de escorrentía promedio mensual expresado en mm (c). Análisis de variación de coeficiente de determinación entre precipitación acumulada y el caudal (d). Las cajas constituyen el rango intercuartílico, las barras representan los valores máximos y mínimos, la “X” intermedia identifica valores promedio y los puntos exteriores corresponden a valores atípicos.

A diferencia del patrón estacional de NDVI, en la precipitación, ambas cuencas mostraron un patrón relativamente constante a lo largo del todo el año, con variaciones estacionales poco pronunciadas (Figura 3b). La gran mayoría de las lluvias ocurren entre octubre y abril (62 % de la lluvia anual). La precipitación promedio máxima ocurre en abril, con valores de 131 y 141 mm en promedio, y las mínimas en agosto, con valores promedio de 77 y 93 mm (Cuenca de

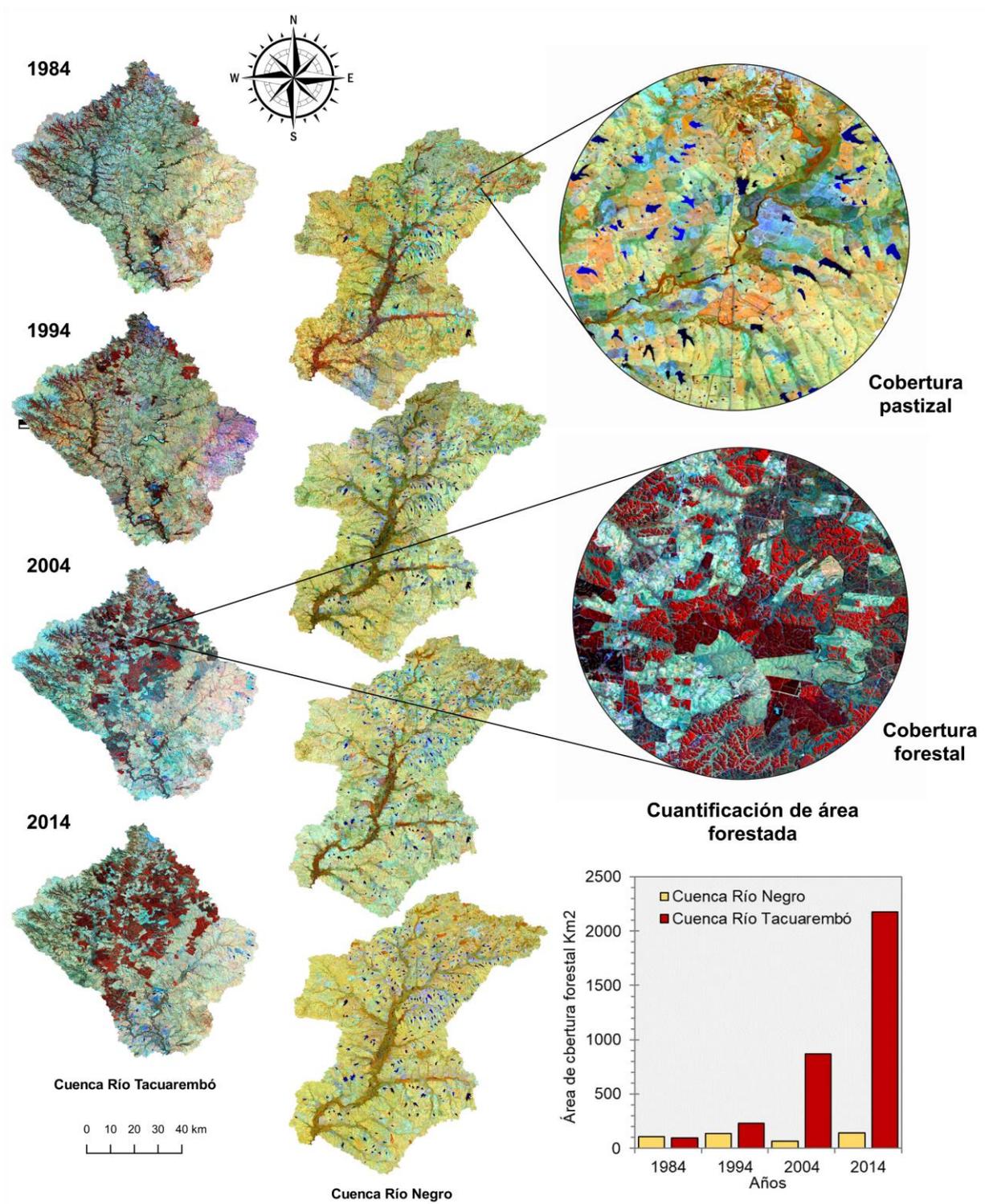
Río Negro y del Río Tacuarembó, respectivamente). Asimismo, no se observaron diferencias significativas entre ambas cuencas ( $p > 0,05$ ), es decir, la precipitación en ambas cuencas es similar.

El rendimiento hídrico expresado como el caudal de escorrentía (mm) mensual mostró una mayor estacionalidad que la precipitación en ambas cuencas. Según la prueba  $t$  de Student pareado el valor anual de los caudales de escorrentía de ambas cuencas fueron estadísticamente diferentes ( $p < 0,001$ ; Figura 3c). El caudal de escorrentía máximo de la cuenca del Río Tacuarembó ocurrió entre mayo y junio con valores de 75,0 y 74,7 mm respectivamente; mientras que el caudal de escorrentía promedio mínimo se dio en enero con 23,5 mm. En la cuenca Río Negro los niveles de caudal de escorrentía máximo ocurrieron entre junio y julio, con valores que van de 60,4 y 58,7 mm respectivamente; en tanto el nivel mínimo sucede en enero con 16,5 mm. En ambas cuencas, al analizar el coeficiente de determinación entre la precipitación y el caudal de escorrentía se observaron que los mejores valores de  $R^2$  se encontraron al integrar la lluvia acumulado en los dos meses previos (Río Tacuarembó  $R^2 = 0,57$ , Río Negro  $R^2 = 0,56$ ), disminuyendo rápidamente al integrar un mayor número de meses previos (Figura 3d).

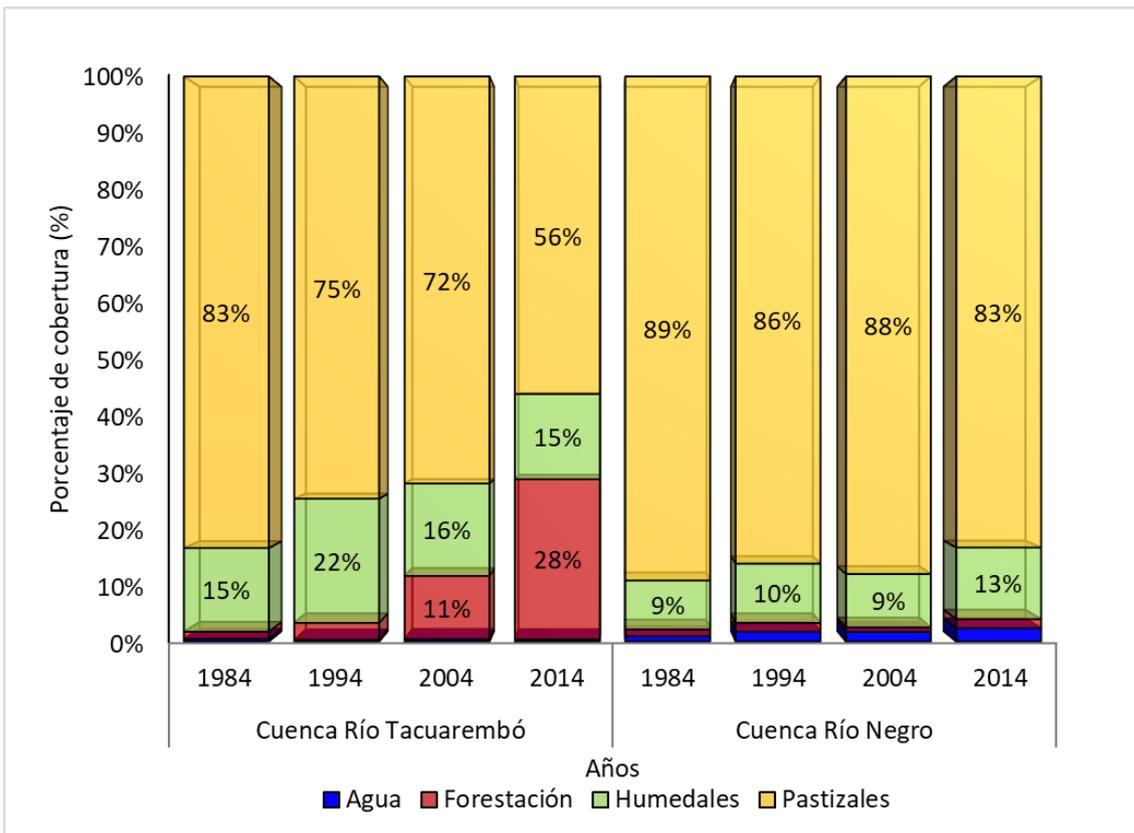
#### **b. Superficie forestada y tendencia temporal de NDVI**

En el análisis de la dinámica espacial en cuatro momentos del periodo 1984-2014 con intervalos de 10 años, se observa la evolución de la distribución de la vegetación, especialmente forestaciones y pastizales. Según las imágenes y la clasificación supervisada realizada, los mayores cambios en cobertura vegetal se visualizaron en la cuenca del Río Tacuarembó. Los cambios iniciales se dieron en la parte norte de la cuenca por el incremento de las plantaciones forestales (Figura 4).

El crecimiento de la cobertura forestal en la cuenca del Río Tacuarembó en los años 1984-1994 fue moderado. En la Figura 5 se puede observar que la superficie forestada aumentó del 1 al 3 % de la superficie forestada en dicho período. Luego de 10 años se visualiza un cambio drástico y sostenido de la forestación (color rojo ladrillo de las imágenes RGB de la Figura 4) de 3 a 11 % de la superficie de la cuenca. Posteriormente, hubo otro incremento considerable de la forestación acompañado de espacios deforestados (suelo desnudo por cosecha de árboles), llegando a cubrir 28 % de la superficie de la cuenca para el año 2014 (Figura 5). Para la cuenca del Río Tacuarembó, se aprecia que los espacios con pastizales fueron desplazados, hasta ubicarse mayoritariamente en la parte sudeste de la cuenca (Figura 4), reduciéndose de un 83 % en el año 1984 a un 55 % para el 2014 (Figura 5).



**Figura 4.** Análisis de la dinámica espacial de vegetación de 4 momentos del periodo 1984, 1994, 2004 y 2014. Las imágenes corresponden a Landsat 5 TM (1984, 1995 y 2005) combinación de bandas RGB 4-5-3 y Landsat 8 OLI (2014) con combinación de bandas RGB 5-6-4. El gráfico de barras muestra la superficie forestada estimada por clasificación supervisada en ambas cuencas.

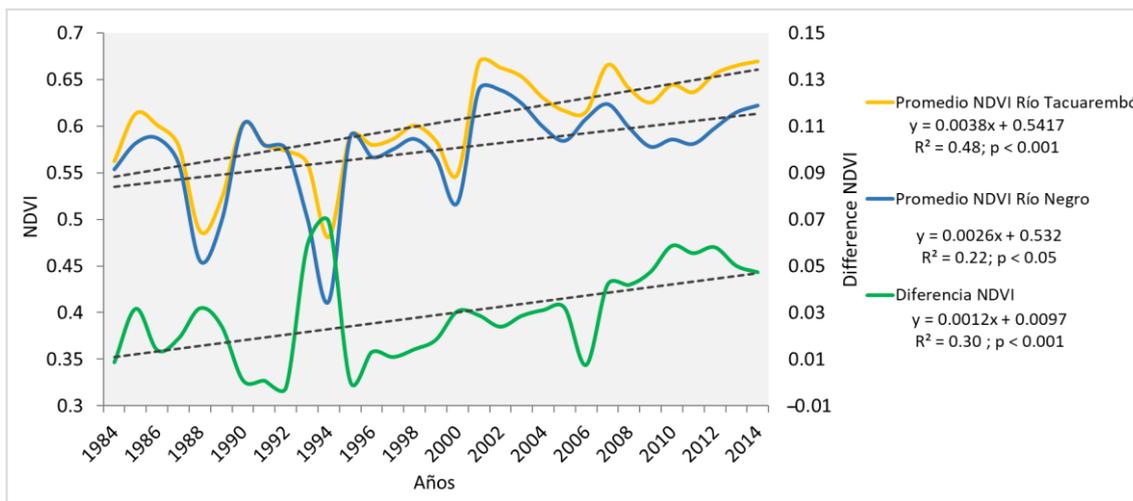


**Figura 5.** Evolución de distintas coberturas del terreno para los períodos: 1984, 1994, 2004 y 2014 en las cuencas del Río Tacuarembó y Río Negro. Valores no etiquetados no superaron el 2 %.

En cambio, en la cuenca de Río Negro, se observaron pocas modificaciones en la cobertura vegetal. La predominancia de los pastizales no fue alterada en gran medida, ni variaron en su extensión, solo se redujeron en un 6 % en todo el periodo evaluado (Figura 5). Es preciso aclarar, que en la cobertura forestal de la cuenca de Río Negro no mostró incremento significativo, mientras que los cuerpos de agua se incrementaron considerablemente, en comparación a la otra cuenca, por la aparición de lagos y embalses.

El comportamiento temporal interanual de la dinámica de la cobertura vegetal de ambas cuencas durante el periodo 1984-2014, analizada con el promedio anual de los valores máximos mensuales de NDVI, en general, mostró un patrón de tendencia positiva, creciente y significativa al realizar la prueba Mann-Kendall (Figura 6;  $p < 0,05$ ). Los resultados mostraron diferencias significativas al comparar la media de los valores anuales de NDVI de ambas cuencas según la Prueba de  $t$  de Student pareado ( $p < 0,001$ ), con mayores valores de NDVI para cuenca del Río Tacuarembó (0.60 vs 0.57). Este mismo mostró tendencia positiva significativa ( $p < 0,001$ ; Figura 6), con aumento a una tasa de cambio anual del NDVI de 0.0038/año ( $R^2 = 0,48$ ;  $p < 0,001$ ). Mientras que la cuenca de Río Negro mantuvo una tendencia significativa positiva, pero con una menor tasa (0,0026/año;  $R^2 = 0,22$ ;  $p < 0,05$ ). Al analizar la diferencia de NDVI entre las dos cuencas, también se observó tendencia significativa positiva (pendiente = 0,0012/año;  $R^2 = 0,30$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 6). Este último, da evidencia del

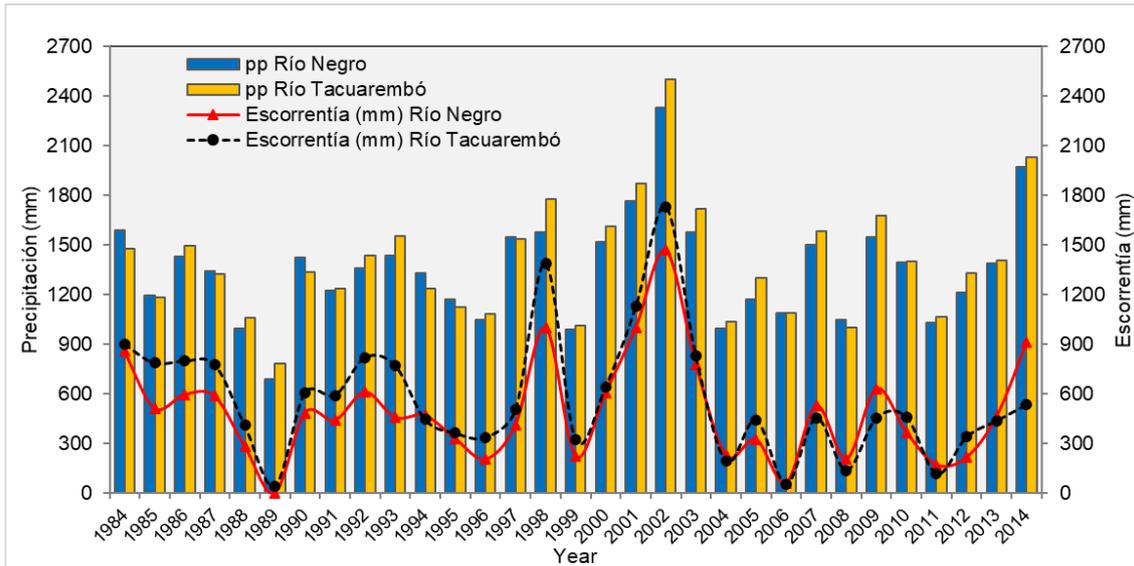
incremento gradual de la diferencia y la separabilidad de los valores anuales de NDVI entre las dos cuencas analizadas, acentuándose a partir del año 2000-2014, donde la diferencia entre ambas curvas se hace más evidente. Además, evaluando las diferencias entre las pendientes en términos porcentuales, tomando como referencia la tasa de cambio anual (pendiente) de la cuenca de Río Negro con respecto a la cuenca del Río Tacuarembó, el incremento por efecto de la forestación de pastizales fue en un 46 %.



**Figura 6.** Análisis de la tendencia temporal (1984 – 2014) de promedios anuales de NDVI y la diferencia de las dos cuencas. Línea amarilla corresponde a los promedios anuales de NDVI de la cuenca del Río Tacuarembó. Línea azul corresponde a los promedios anuales de NDVI de la cuenca de Río Negro. Línea Verde corresponde a la diferencia entre los valores promedios anuales de NDVI de ambas cuencas.

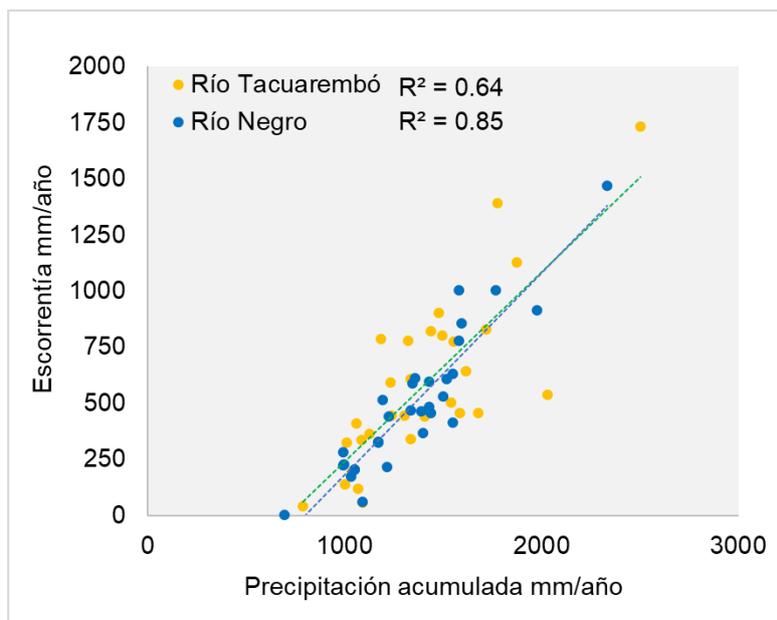
### c. Régimen Hídrico

El análisis interanual del caudal de escorrentía mostró variaciones pronunciadas dependientes de la precipitación, (Figura 7). En la cuenca del Río Tacuarembó el caudal medio anual para el período de estudio fue de 577 mm/año, variando entre 44 mm/año (año 1989) y 1733 mm/año (año 2002). La cuenca del Río Negro tuvo un rendimiento medio algo inferior, promediando 499 mm/año, con valores mínimos y máximos de 1.5 mm/año (año 1989) y 1470 mm/año (año 2002), respectivamente.



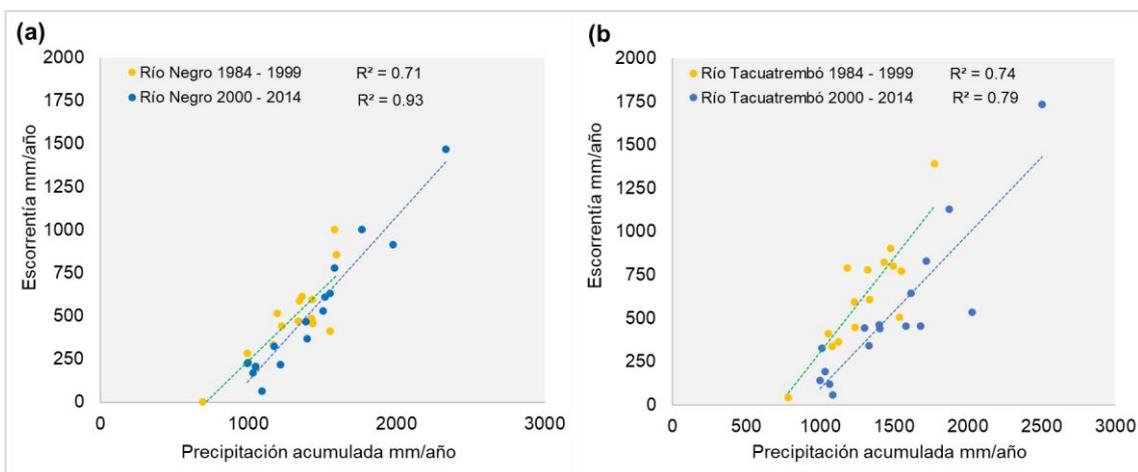
**Figura 7.** Régimen de precipitación y caudal de escorrentía interanual en el periodo 1984 – 2014 de las dos cuencas en estudio. Las barras son el promedio de precipitación acumulada. La línea negra corresponde a la cuenca del Río Tacuarembó y la línea roja Cuenca de Río Negro. Estas representan al caudal de escorrentía en mm de las estaciones de monitoreo Paso del Borracho y Paso Aguiar respectivamente.

Los resultados del análisis hidrológico mediante el análisis de coeficiente de determinación entre el caudal de escorrentía anual y la precipitación anual para todo el periodo de evaluación mostraron una correlación positiva significativa en ambas cuencas (Figura 8). En este sentido, se observa que en la cuenca de Río Negro ambas variables estuvieron altamente correlacionadas ( $R^2 = 0,85$ ;  $p < 0,05$ ) con poca dispersión de los datos. En la cuenca del Río Tacuarembó, también se observó una alta asociación entre el caudal de escorrentía anual y la precipitación con un  $R^2 = 0,64$  ( $p < 0,05$ ) observándose una mayor dispersión en comparación con la cuenca de Río Negro. Al analizar la relación entre la precipitación y el caudal de escorrentía para dos períodos diferentes (1984-1999 vs 2000-2014), con el propósito de observar el efecto del cambio de cobertura vegetal antes y después de las forestaciones sobre el régimen hídrico, se observaron patrones diferentes en ambas cuencas analizadas (Figura 9). En la cuenca de Río Negro se observó una correlación similar en ambos períodos, donde las pendientes ni las ordenadas al origen fueron estadísticamente diferentes ( $p > 0.05$ ; Figura 9a).



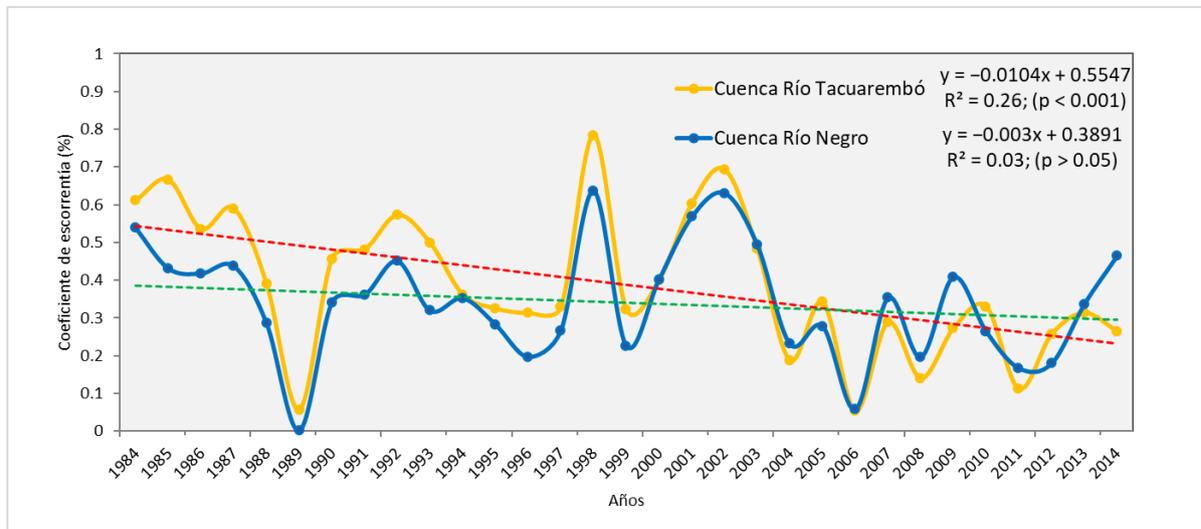
**Figura 8.** Análisis de correlación entre el caudal de escorrentía anual y la precipitación acumulada anual del período 1984 – 2013 de las dos cuencas analizadas.

En cambio, en la cuenca del Río Tacuarembó la correlación en los dos periodos fue diferente, puesto que la correlación es alterada con el desplazamiento significativo de la línea de la ordenada al origen hacia la derecha (Figura 9b;  $p < 0,01$ ). Este resultado confirma que en el periodo 2000-2014 a pesar de que la precipitación eran constantes en el tiempo el caudal de escorrentía disminuyó, posiblemente debido al efecto de la absorción de agua para el desarrollo de la vegetación (post forestación) llegando a afectar el rendimiento hídrico de la cuenca. Por ejemplo, para una precipitación anual de 1500 mm para el período previo a la forestación se esperaría un rendimiento hídrico de 846 mm/año. En cambio, para el período posterior al establecimiento de las forestaciones, este mismo nivel de lluvia produciría un rendimiento de 539 mm/año (36 % menor al período 1984-1999).



**Figura 9.** Análisis de correlación entre el caudal de escorrentía y la precipitación acumulada anual de la cuenca de Río Negro (a) y la cuenca del Río Tacuarembó (b) de los periodos 1984-1999 (puntos naranjas) y 2000-2014 (puntos Azules).

La proporción de la lluvia que se transformó en caudal mostró una tendencia significativa descendente en la cuenca forestada del Río Tacuarembó, pero no en la cuenca de Río Negro (Figura 10). La cuenca del Río Tacuarembó presenta una tendencia decreciente significativa al realizar la prueba de Mann Kendall ( $p < 0,001$ ) a razón de  $-0,0104$  %/año y con  $R^2 = 0,26$ . Mientras que la cuenca de Río Negro no mostró una tendencia significativa ( $p > 0,05$ ; pendiente  $-0,003$  %/año y con  $R^2 = 0,03$ ). Asimismo, las diferencias de coeficiente de escorrentía entre los valores de la misma cuenca del modelo ajustado de la línea de tendencia (línea roja y verde) del año 1984 con respecto al 2014, muestra que para la cuenca de Río Negro es una diferencia de 9 %, mientras que para la cuenca del Río Tacuarembó la diferencia asciende al 32 %. Si se realiza el cálculo de la reducción colocando a la cuenca del Río Negro como la reducción normal en estos años (i.e. cuenca de referencia), la forestación habría tenido efecto con el 23 % de la reducción del coeficiente de escorrentía. Por otro lado, se observaron diferencias entre las dos cuencas al realizar la prueba de  $t$  de Student pareada ( $p < 0,05$ ), siendo el coeficiente de escorrentía mayor en la cuenca del Río Tacuarembó que en la de Río Negro (0.38 vs 0.34). Sin embargo, la diferencia en el coeficiente de escorrentía entre ambas cuencas disminuyó a lo largo del período de estudio, llegando a superar la cuenca de Río Negro a la del Río Tacuarembó hacia finales del período (Figura 10, notar cruce entre ambas rectas ajustadas).



**Figura 10.** Análisis de tendencia y nivel de significancia del Coeficiente de escorrentía en la cuenca del Río Tacuarembó (línea roja) y de Río negro (línea verde).

## IV. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio son consistentes con hallazgos previos que refieren el impacto de la forestación sobre el régimen hídrico (Cheng et al., 2022; Farley et al., 2005; Jobbágy et al., 2013; Sidi Almouctar et al., 2021; Buytaert et al., 2007). El impacto hidrológico de las forestaciones depende de diversos factores. Entre los factores intrínsecos de la forestación se considera a la variedad, la edad, la especie del árbol; entre los factores ambientales al tipo y fertilidad del suelo, al régimen de precipitación, presencia de humedad y la temperatura principalmente (Farley et al., 2005; Noretto et al., 2005). Estos factores repercuten directamente sobre el balance hídrico, afectando los dos caminos que puede seguir el agua de la precipitación, el flujo líquido superficial y subterráneo y el flujo gaseoso (i.e. evapotranspiración) (Noretto, 2007). En este estudio se analizó principalmente el flujo de agua líquida de la superficie, sin embargo, los efectos sobre la evapotranspiración podrían evidenciarse en la reducción del caudal hídrico (Xiao et al., 2019). Se ha observado que la absorción de agua por parte de las forestaciones y su posterior liberación hacia la atmósfera es dos veces mayor que en los pastizales, traduciéndose en un aumento de la productividad, desarrollo de raíces profundas y extracción de agua subterránea (Christina et al., 2017; Kelliher et al., 1993). Estos cambios usualmente modifican los niveles de humedad del suelo, observándose bajo forestaciones perfiles edáficos más secos (Ouyang et al., 2021). Además, a todo esto, se suma la intensificación de la tasa fotosintética, el uso eficiente de la luz y agua y los altos niveles de transpiración por la intensificación de la actividad estomática de las forestaciones (Cristiano et al., 2015).

Los análisis realizados a la precipitación muestran similitud estadística en las dos cuencas, mientras que en el análisis temporal del índice NDVI anual muestran diferencias entre ambas cuencas, lo que indica un cambio en la cobertura vegetal. Este análisis inicial puede ayudar a tener una idea de las transformaciones que están ocurriendo en ambas cuencas. Análisis similares fueron realizados en diversos lugares de Uruguay donde tiene la misma orientación, tanto en la precipitación como en la estacionalidad del índice NDVI, este último vinculada directamente con los niveles de productividad (Baeza et al., 2014; Texeira et al., 2015; Paruelo et al., 1997; Piñeiro et al., 2006). La forestación presenta una mayor productividad que los pastizales que reemplaza, lo cual se ve expresado con altos valores de NDVI. Durante el desarrollo de la planta, al acumular biomasa, incrementan considerablemente la actividad fotosintética, con mayor intercepción de la radiación, e intensificación de la transpiración. Esto incrementa la demanda de agua en grandes cantidades afectando el flujo normal del caudal (Vassallo et al., 2013).

Los resultados hallados en este estudio indican que el NDVI aumentó de manera continua y significativa en ambas cuencas, pero con mayor magnitud la cuenca forestada (Río Tacuarembó) en los 31 años analizados (Figura 6). Esto es consistente con las conclusiones del análisis de cobertura vegetal forestal en otros estudios en Uruguay (Díaz et al., 2018; Ceroni et al., 2015). Las caídas vertiginosas de NDVI que se dan en tres periodos 1988, 1994, y 2000 coinciden con los momentos de sequía sucedidos (Cruz et al., 2018). El cambio más notorio de incremento del NDVI se observa a partir del año 2000 (Figura 6). Esto indica el proceso de desarrollo acelerado de los primeros años de las plantaciones de *Eucalyptus grandis* en su mayoría, determinando que el NDVI está fuertemente influenciado por los cambios sucedidos en la cobertura vegetal y las variables climáticas (Huang et al., 2020).

Según Lezama et al. (2006), el régimen constante de agua en pastizales, está influenciada principalmente por el tipo y profundidad de suelo, las propiedades edáficas, la pendiente, la topografía, la altitud, la temperatura y la humedad, influyendo sobre el desarrollo de raíces para aprovechar el agua subterránea y el desarrollo de la productividad. Todo ello podría explicar las diferencias existentes en el desarrollo de la cobertura vegetal en las dos cuencas (Jobbágy et al., 2013). Esto influye directamente sobre el desarrollo del dosel, observándose en los mayores valores de NDVI, evidenciándose en el incremento del 46 % al comparar las pendientes de ambas cuencas. Estas tendencias y aumento de valores con tasas de cambio de NDVI son consistentes con los resultados observados por Huang et al. (2020), que reporta un incremento con tendencia significativo del NDVI por el aumento de cobertura forestal en la región montañosa de Qin en China, observándose en este caso valores superiores (cambios anuales de 0,0053/año;  $R^2 = 0,8159$ ;  $p < 0.01$ ) frente a lo hallado en la cuenca forestada del Río Tacuarembó (pendiente = 0,0038/año;  $R^2 = 0,48$ ;  $p < 0.001$ ).

El mayor desarrollo de las plantaciones forestales en la cuenca del Río Tacuarembó, compuesta principalmente por *Eucalyptus grandis*, se da fundamentalmente a partir del año 2000 según el análisis temporal del índice NDVI y las clasificaciones supervisadas realizadas, donde se hacen más evidente las diferencias entre ambas cuencas (Figura 5 y 6). Asimismo, esta transformación tiene su efecto pocos años después sobre el caudal de escorrentía y el coeficiente de escorrentía (Figura 9b y 10). Esto se debe a que el efecto de las plantaciones forestales sobre el caudal de escorrentía es a corto plazo, durante los dos a tres años de desarrollo y dependiendo de la especie (Farley et al., 2005). En el caso de *Eucalyptus grandis* tiende a desarrollar rápidamente las raíces profundas y laterales, se incrementa el índice de área foliar (LAI) y la altura de la planta (Christina et al., 2017). Durante este proceso, debido a su rápido crecimiento y desarrollo temprano del dosel, esta especie utiliza grandes cantidades de agua, las cuales dependen de la cantidad de precipitación y el acceso a fuentes de aguas profundas (Schenk & Jackson, 2002).

Este aumento en el consumo de agua termina, impactando directamente en la escorrentía, como lo demuestra este estudio.

También es de consideración que parte de la cobertura forestal corresponde al desarrollo de especies de árboles nativos en parches fragmentados, principalmente en la parte noroeste de la cuenca del Río Tacuarembó (Brazeiro et al., 2018; Toranza et al., 2019). Por este motivo, la cuantificación de las forestaciones mediante sensores remotos podría sobreestimarse, hallándose entre las plantaciones especies hidrófilas en contacto con el agua, especies mesófilas en áreas húmedas, y especies subxerófilas en zonas alejadas, altas, rocosas y con suelos de poca profundidad, (Traversa-Tejero & Alejano-Monge, 2013). Sin embargo, también se debe considerar que las especies nativas también pueden afectar el caudal de escorrentía, por un comportamiento ecosistémico similar a las forestaciones (Hejduk et al., 2021; Noretto et al., 2012).

El análisis de la correlación entre el caudal de escorrentía y la precipitación acumulada anual para los dos períodos analizados en ambas cuencas (1984-1999 vs 2000-2014), fue un elemento importante para identificar el efecto de la forestación. Todo parte de la premisa de que el caudal de escorrentía se correlaciona fuertemente con la precipitación (Saifullah et al., 2016b). La partición de datos temporales en periodos de tiempo ayuda a observar los verdaderos efectos del cambio de cobertura sobre el régimen hídrico, puesto que el caudal de escorrentía es muy sensible a las variaciones y cambio de la superficie por las actividades humanas (Awotwi et al., 2017). Al observar ese desplazamiento de la ordenada al origen ayuda a determinar que el periodo 2000-2014 hubo mayor intensificación de la actividad forestal, que indujo a una mayor evapotranspiración y consecuentemente a la reducción de la escorrentía (Farley et al., 2005).

En el análisis de serie temporal de coeficiente de escorrentía, definido como la proporción de precipitación que se transforma en caudal (Figura 10), mostró el impacto de la forestación sobre el rendimiento hídrico en la cuenca del Río Tacuarembó, al registrarse una tendencia negativa significativa de dicho índice. Esto es similar a lo hallado por Kang et al. (2020) y Yang et al. (2020), quienes encontraron una tendencia negativa significativa del coeficiente de escorrentía en cuencas de China, atribuida al incremento del área forestada y en menor medida al cambio climático (i.e. aumento de temperatura). La mayor proporción de forestaciones de la cuenca del Río Tacuarembó habrían aumentado la evapotranspiración del ecosistema debido al mayor desarrollo radical y área foliar, provocando una menor proporción de lluvia que se transformó en caudal. En cambio, en la cuenca de Río Negro el coeficiente de escorrentía no mostró una tendencia estadística significativa, pero sí una disminución leve. En este caso es relevante mencionar el incremento de lagunas, humedales y represas en esta cuenca, lo que podría haber afectado este coeficiente. Finalmente, al tomar la cuenca de Río Negro como referencia, el

efecto de la forestación sobre el coeficiente sería de una reducción del 23 %, el cual no está tan alejado del resultado hallado por Hu et al. (2022), donde compara el efecto de la forestación y cultivos en las regiones de la meseta de Loess en China, con 17 % de diferencia en el coeficiente de escorrentía entre ambas coberturas.

## V. CONCLUSIONES

El análisis espacial y temporal de las cuencas del Río Tacuarembó y Río Negro, realizadas a partir de mediciones de caudal hídrico y observaciones con sensores remotos de 1984-2014, demostró que los cambios en la cobertura vegetal como la forestación de pastizales, tuvo efectos significativos en la reducción del rendimiento hídrico. El análisis espacial evidenció el incremento de la forestación de pastizales, ocupando un 28 % del territorio de la cuenca del Río Tacuarembó. Asimismo, la tendencia del análisis temporal del índice NDVI mostró una tendencia positiva significativa en la cuenca forestada del Río Tacuarembó. Este cambio en la cobertura vegetal tuvo consecuencias en el rendimiento hídrico, ya que el caudal de escorrentía se redujo en un 36 % posterior al periodo de forestación. De igual manera, el coeficiente de escorrentía de la cuenca forestada mostró una pendiente negativa significativa de consideración con respecto a la cuenca con pastizales (cuenca de Río Negro), reduciendo el coeficiente de escorrentía en un 23 % por efecto de la forestación de pastizales a lo largo del periodo 1984 - 2014.

Este trabajo analizó los cambios espaciales y temporales de la dinámica de la cobertura vegetal (pasar de pastizal a plantaciones forestales), demostrando la versatilidad y utilidad de las imágenes de satélite y el índice NDVI para estos fines al realizar análisis robustos. En conjunto con las mediciones de caudal hídrico realizadas a campo, permitieron reconocer el efecto de la forestación sobre el rendimiento hídrico en las cuencas del Río Tacuarembó y Río Negro de manera eficiente.

Finalmente es probable que detrás de esta situación en Uruguay hay problemas sociales y ecológicos más profundos y complejos que pueden tener consecuencias a largo plazo. La importancia de este trabajo radica en dar a conocer y brindar evidencia de los impactos generados por la industria forestal sobre el agua, que no solo puede estar determinado por el problema en cuestión, sino también por efectos que pueden estar vinculados a una combinación de distintas actividades humanas.

## VI. REFERENCIAS

- Alvarez-Garretón, C., Lara, A., Boisier, J. P., & Galleguillos, M. (2019). The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests*, 10(6), 1–18. <https://doi.org/10.3390/f10060473>
- Awotwi, A., Anornu, G. K., Quaye-Ballard, J., Annor, T., & Forkuo, E. K. (2017). Analysis of climate and anthropogenic impacts on runoff in the Lower Pra River Basin of Ghana. *Heliyon*, 3(12), e00477. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00477>
- Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P., & Paruelo, J. M. (2014). Caracterización del uso / cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS Land Use / Land Cover Classification in Uruguay Using Time Series of MODIS Images. *Agrociencia Uruguay*, 18(2), 95–105.
- Baldi, G., Noretto, M. D., & Jobbágy, E. G. (2008). El efecto de las plantaciones forestales sobre el funcionamiento de los ecosistemas sudamericanos. *Ambiência*, 4 (Edição Especial), 23–34.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pérez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., & Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *Innotec*, 10, 9–22. <https://doi.org/10.26461/10.01>
- Brazeiro, A., Brussa, P., & Toranza, C. (2018). Livestock effects on the forest-grassland ecotone dynamics in highland landscapes of Uruguay. *Ecosistemas*, 27(3), 14–23. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1470>
- Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P., & Haretche, F. (2018). Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. *Ecosistemas*, 27(3), 48–59. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1508>
- Buytaert, W., Iñiguez, V., & Bièvre, B. D. (2007). The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.035>
- Ceroni, M., Achkar, M., Gazzano, I., & Burgeño, J. (2015). Estudio del NDVI mediante análisis multiescalar y series temporales utilizando imágenes SPOT, durante el período 1998-2012 en el Uruguay. *Revista de Teledetección*, 43, 31. <https://doi.org/10.4995/raet.2015.3683>
- Cheng, C., Zhang, F., Shi, J., & Kung, H.-T. (2022). What is the relationship between land use and surface water quality? A review and prospects from remote sensing perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21348-x>
- Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J. P., Stape, J. L., Bouillet, J. P., Lambais, G. R., & le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31(2), 509–519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>
- Cristiano, P. M., Campanello, P. I., Bucci, S. J., Rodríguez, S. A., Lezcano, O. A., Scholz, F. G., Madanes, N., Di Francescantonio, D., Carrasco, L. O., Zhang, Y. J., & Goldstein, G. (2015). Evapotranspiration of subtropical forests and tree plantations: A comparative

- analysis at different temporal and spatial scales. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 96–106. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.01.007>
- Cristiano, P. M., Campanello, P. I., Bucci, S. J., Rodriguez, S. A., Lezcano, O. A., Scholz, F. G., Madanes, N., Di Francescantonio, D., Carrasco, L. O., Zhang, Y. J., & Goldstein, G. (2015). Evapotranspiration of subtropical forests and tree plantations: A comparative analysis at different temporal and spatial scales. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 96–106. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.01.007>
- Cruz, G., Baethgen, W., Bartaburu, D., Bidegain, M., Giménez, A., Methol, M., Morales, H., Picasso, V., Podestá, G., Taddei, R., Terra, R., Tiscornia, G., & Vinocur, A. M. (2018). Thirty years of multilevel processes for adaptation of livestock production to droughts in Uruguay. *Weather, Climate, and Society*, 10(1), 59–74. <https://doi.org/10.1175/WCAS-D-16-0133.1>
- Delgado, S., Alliaume, F., Prechac, F. G., & Hernández, J. (2006). The effects of Eucalyptus sp. plantations on Uruguay natural resources.: Part II: soils. *Agrociencia Uruguay*, 10(2), 95–107. <https://doi.org/10.31285/AGRO.10.932>
- Díaz, I., Ceroni, A., López, G., & Achkar, M. (2018). Análisis espacio-temporal de la intensificación agraria y su incidencia en la productividad primaria neta. *Revista Electrónica@ de Medioambiente*. UCM, 19(October), 24–40.
- Dirección Nacional de Medio Ambiente. (2020). Plan de monitoreo del río Tacuarembó Informe de actividades y presentación.
- Ellison, D., Fitter, M. N., & Bishop, K. (2012). On the forest cover-water yield debate: From demand- to supply-side thinking. *Global Change Biology*, 18(3), 806–820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x>
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., Noordwijk, M. van, Creed, I. F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D. V., Tobella, A. B., Ilstedt, U., Teuling, A. J., Gebrehiwot, S. G., Sands, D. C., Muys, B., Verbist, B., ... Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Farley, K. A., Piñeiro, G., Palmer, S. M., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2008). Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources Research*, 45(7), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2007WR006659>
- Ferraz, S. F. B., Lima, W. de P., & Rodrigues, C. B. (2013). Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management*, 301, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.015>

- Filoso, S., Bezerra, M. O., Weiss, K. C. B., & Palmer, M. A. (2017). Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *PLOS ONE* 12(8): E0183210, 12(8). <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 1–21. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>
- Graziano, A. (2010). ¿Quién habla de forestación? Polisemia ambiental y conflictos sociales en Uruguay. *Revista de Ciencias Sociales*, 26, 84–94.
- Gutierrez-Cori, O., Espinoza, J. C., Li, L. Z. X., Wongchuig, S., Arias, P. A., Ronchail, J., & Segura, H. (2021). On the Hydroclimate-Vegetation Relationship in the Southwestern Amazon During the 2000–2019 Period. *Frontiers in Water*, 3, 0–20. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.648499>
- Han, F., Yan, J., & Ling, H. B. (2021). Variance of vegetation coverage and its sensitivity to climatic factors in the Irtysh River basin. *PeerJ*, 9, 1–24. <https://doi.org/10.7717/peerj.11334>
- Hejduk, L., Kaznowska, E., Wasilewicz, M., & Hejduk, A. (2021). Dynamics of the natural afforestation process of a small lowland catchment and its possible impact on runoff changes. *Sustainability (Switzerland)*, 13(18), 1–15. <https://doi.org/10.3390/su131810339>
- Hildrew, A. G., & Statzner, B. (2009). European Rivers: A Personal Perspective. In *Rivers of Europe*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369449-2.00019-9>
- Hu, Y., Tian, Q., Zhang, J., Benoy, G., Badreldin, N., Xing, Z., Luo, Z., & Zhang, F. (2022). Effectiveness of Chinese pine (*Pinus tabulaeformis*) plantation at reducing runoff and erosion rates in Anjiagou Watershed in Semi-arid Region of Gansu, China. *PLoS ONE*, 17(7 July), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0271200>
- Huang, C., Yang, Q., Guo, Y., Zhang, Y., & Guo, L. (2020). The pattern, change and driven factors of vegetation cover in the Qin Mountains region. *Scientific Reports*, 10(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-75845-5>
- Jobbágy, E. G., Acosta, A. M., & Noretto, M. D. (2013). Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecologia Austral*, 23(2), 87–96. <https://doi.org/10.25260/ea.13.23.2.0.1164>
- Jobbágy, E. G., Vasallo, M., Farley, K. a., Piñeiro, G., Garbulsky, M. F., Noretto, M. D., Jackson, R. B., & Paruelo, J. M. (2006). Forestación En Pastizales: Hacia Una Visión Integral De Sus Oportunidades Y Costos Ecológicos. *Agrociencia*, X(2), 109–124.
- Kang, Y., Gao, J., Shao, H., & Zhang, Y. (2020). Quantitative analysis of hydrological responses to climate variability and land-use change in the hilly-gully region of the loess plateau, China. *Water (Switzerland)*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/w12010082>
- Kelliher, F. M., Leuning, R., & Schulze, E. D. (1993). Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia*, 95(2), 153–163. <https://doi.org/10.1007/BF00323485>

- Kergoat, L., Lafont, S., Douville, H., Bérthelot, B., Dedieu, G., Planton, S., & Royer, J. F. (2002). Impact of doubled CO<sub>2</sub> on global-scale leaf area index and evapotranspiration: Conflicting stomatal conductance and LAI responses. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 107(24), ACL 30-1-ACL 30-16. <https://doi.org/10.1029/2001JD001245>
- Kruk, C., Martínez, A., Martínez De la Escalera, G., Trinchin, R., Manta, G., Segura, A. M., Piccini, C., Brena, B., Fabiano, G., Pirez, M., Gabito, L., Alcántara, I., & YanniCelli, B. (2019). Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *Innotec*, 18(18), 36–68. <https://doi.org/10.26461/18.06>
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D., Donoso, P., Nahuelhual, L., Pino, M., & Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 415–424. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Lezama, Felipe, Altesor, Alice, León, Rolando J, & Paruelo, José M. (2006). Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. *Ecología austral*, 16(2), 167-182. Recuperado en 05 de julio de 2023, de [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1667-782X2006000200008&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2006000200008&lng=es&tlng=es).
- Li, Y., He, D., & Ye, C. (2008). Spatial and temporal variation of runoff of red river basin in yunnan. *Journal of Geographical Sciences*, 18(3), 308–318. <https://doi.org/10.1007/s11442-008-0308-x>
- Lu, X. X., Wang, J., & Higgitt, D. L. (2000). NDVI and its relationships with hydrological regimes in the Upper Yangtze. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 26(5), 418–427. <https://doi.org/10.1080/07038992.2000.10855273>
- Maier, C. A., Albaugh, T. J., Cook, R. I., Hall, K., McInnis, D., Johnsen, K. H., Johnson, J., Rubilar, R. A., & Vose, J. M. (2017). Comparative water use in short-rotation Eucalyptus benthamii and Pinus taeda trees in the Southern United States. *Forest Ecology and Management*, 397, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.038>
- Milione, G. M., Mujica, C. R., Bea, S. A., Dominguez Daguer, D., & Gyenge, J. E. (2020). Forestación en pastizales: El rol de las especies y el manejo forestal sobre el proceso de salinización secundaria de suelos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 46(1), 73–80.
- Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. (2020). Monitoreo de Calidad del Agua Río Negro Informe 2019.
- Moses, O., Blamey, R. C., & Reason, C. J. C. (2022). Relationships between NDVI, river discharge and climate in the Okavango River Basin region. *International Journal of Climatology*, 42(2), 691–713. <https://doi.org/10.1002/joc.7267>
- Nosetto, M. D. (2007). Conversión de pastizales en forestaciones: impactos sobre la dinámica del agua y las sales. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2005). Land-use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, 11(7), 1101–1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>

- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2005). Land-use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*, 11(7), 1101–1117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00975.x>
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., & Jackson, R. B. (2012). The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008>
- Ouyang, L., Wu, J., Zhao, P., Li, Y., Zhu, L., Ni, G., & Rao, X. (2021). Consumption of precipitation by evapotranspiration indicates potential drought for broadleaved and coniferous plantations in hilly lands of South China. *Agricultural Water Management*, 252(October 2020), 106927. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106927>
- Ouyang, L., Wu, J., Zhao, P., Li, Y., Zhu, L., Ni, G., & Rao, X. (2021). Consumption of precipitation by evapotranspiration indicates potential drought for broadleaved and coniferous plantations in hilly lands of South China. *Agricultural Water Management*, 252(October 2020), 106927. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106927>
- Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem services and tree plantations in Uruguay: A reply to Vihervaara et al. (2012). *Forest Policy and Economics*, 22, 85–88. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.04.005>
- Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. In *Ecology* (Vol. 78, Issue 3). [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0953:AEFNFT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0953:AEFNFT]2.0.CO;2)
- Pérez Arrarte, Carlos. (2007). Plantaciones forestales e impactos sobre el ciclo del agua: un análisis a partir del desarrollo de las plantaciones forestales en Uruguay. Grupo Guayabira. Sociedad Sueca para la Conservación de la Naturaleza. pp. 56.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., & Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems*, 9(3), 357–373. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0013-x>
- Raffaele, E., Núñez, M. A., & Relva, M. A. (2015). Plantaciones de coníferas exóticas en Patagonia: Los riesgos de plantar sin un manejo adecuado. *Ecología Austral*, 25(2), 89–92. <https://doi.org/10.25260/ea.15.25.2.0.153>
- Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R. M., Rachid-Casnati, C., Hirigoyen, A., Carrasco-Letelier, L., & Duque-Lazo, J. (2018). Allometry, growth and survival of three eucalyptus species (*Eucalyptus benthamii* Maiden and Cambage, *E. dunnii* Maiden and *E. grandis* Hill ex Maiden) in high-density plantations in Uruguay. *Forests*, 9(12). <https://doi.org/10.3390/f9120745>
- Rivera, J. A., Hinrichs, S., & Marianetti, G. (2019). Using CHIRPS Dataset to Assess Wet and Dry Conditions along the Semiarid Central-Western Argentina. *Advances in Meteorology*, 2019(April). <https://doi.org/10.1155/2019/8413964>
- Saifullah, M., Li, Z., Li, Q., Zaman, M., & Hashim, S. (2016a). Quantitative Estimation of the Impact of Precipitation and Land Surface Change on Hydrological Processes through Statistical Modeling. *Advances in Meteorology*, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/6130179>

- Saifullah, M., Li, Z., Li, Q., Zaman, M., & Hashim, S. (2016b). Quantitative Estimation of the Impact of Precipitation and Land Surface Change on Hydrological Processes through Statistical Modeling. *Advances in Meteorology*, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/6130179>
- Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90(3), 480–494. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00682.x>
- Senay, G. B., Leake, S., Nagler, P. L., Artan, G., Dickinson, J., Cordova, J. T., & Glenn, E. P. (2011). Estimating basin scale evapotranspiration (ET) by water balance and remote sensing methods. *Hydrological Processes*, 25(26), 4037–4049. <https://doi.org/10.1002/hyp.8379>
- Sidi Almouctar, M. A., Wu, Y., Kumar, A., Zhao, F., Mambu, K. J., & Sadek, M. (2021). Spatiotemporal analysis of vegetation cover changes around surface water based on NDVI: a case study in Korama basin, Southern Zinder, Niger. *Applied Water Science*, 11(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01332-x>
- Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., & Martínez, L. (2016). Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes*, 30(20), 3596–3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>
- Sun, P., Liu, S., Jiang, H., Lü, Y., Liu, J., Lin, Y., & Liu, X. (2008). Hydrologic effects of NDVI time series in a context of climatic variability in an Upstream Catchment of the Minjiang River. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(5), 1132–1143. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00256.x>
- Texeira, M., Oyarzabal, M., Pineiro, G., Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2015). Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere*, 6(10). <https://doi.org/10.1890/ES15-00085.1>
- Toranza, C., Lucas, C., & Ceroni, M. (2019). Distribución espacial y cobertura arbórea del bosque serrano y de quebrada en Uruguay Los desafíos de mapear ecosistemas parchosos. *Agrociencia Uruguay*, 23(2). <https://doi.org/10.31285/agro.23.85>
- Traversa-Tejero, I. P., & Alejano-Monge, M. R. (2013). Caracterización, distribución y manejo de los bosques nativos en el norte de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 249–262. <https://doi.org/10.7550/rmb.23314>
- van Dijk, A. I. J. M., & Keenan, R. J. (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>
- Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2013). Grassland afforestation impact on primary productivity: A remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 390–403. <https://doi.org/10.1111/avsc.12016>
- von Stackelberg N. O., Chescheir G. M., Skaggs R. W., & Amatya D. M.. (2007). Simulation of the Hydrologic Effects of Afforestation in the Tacuarembó River Basin, Uruguay. *Transactions of the ASABE*, 50(2), 455–468. <https://doi.org/10.13031/2013.22636>
- Wattenbach, M., Zebisch, M., Hattermann, F., Gottschalk, P., Goemann, H., Kreins, P., Badeck, F., Lasch, P., Suckow, F., & Wechsung, F. (2007). Hydrological impact assessment of

- afforestation and change in tree-species composition - A regional case study for the Federal State of Brandenburg (Germany). *Journal of Hydrology*, 346(1–2), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.005>
- Whitehead, D., & Beadle, C. L. (2004). Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: A review. *Forest Ecology and Management*, 193(1–2), 113–140. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.026>
- Xiao, Q., Xiao, Y., Luo, Y., Song, C., & Bi, J. (2019). Effects of afforestation on water resource variations in the Inner Mongolian Plateau. *PeerJ*, 2019(11), 1–16. <https://doi.org/10.7717/peerj.7525>
- Xu, W., Yang, D., Li, Y., & Xiao, R. (2016). Correlation Analysis of Mackenzie River Discharge and NDVI Relationship. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(3), 292–306. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1171135>
- Yang, S., Kang, T., Bu, J., Chen, J., Wang, Z., & Gao, Y. (2020). Detection and attribution of runoff reduction of weihe river over different periods during 1961-2016. *Water (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/w12051416>
- Zhang, S., Li, Z., Lin, X., & Zhang, C. (2019). Assessment of Climate Change and Associated Vegetation Cover Change on Watershed-Scale Runoff and Sediment Yield. *Water* 2019, Vol. 11, Page 1373, 11(7), 1373. <https://doi.org/10.3390/W11071373>