



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY

Indicadores ambientales multiescala de la forestación en Uruguay

Proyecto ANII Fondo Sectorial de Innovación Industrial
ANII-FSI I 2016 1-128679

Empresas Proponentes

UPM-FO, Montes del Plata, Forestal Atlántico Sur

Ejecutante: Universidad de la República

Facultad de Ingeniería, Facultad de Agronomía, CURE, CENUR-LN

Administrador

Fundación Julio Ricaldoni

Montevideo - Uruguay
Diciembre de 2021

EQUIPO TÉCNICO DEL PROYECTO

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

Facultad de Ingeniería: Jimena Alonso, Luis Silveira, Agustín Menta, Luciana Badano, Federico Vilaseca, Virginia García, Manuel Gimenez, Santiago Ford y Javier Gregorio.

Facultad de Agronomía: Mario Pérez Bidegain, Leticia Martínez, Maximiliano González, Luis Bentancor, Carolina Munka, José Gándara, Alvaro Montaña y Rodrigo Arthus.

Centro Universitario Regional Este: Franco Teixeira de Mello, Mariana Meerhoff, Maite Burwood, Giancarlo Tesitore, Margenny Barrios, Claudia Fosalba, Lucia Urtado, Bárbara Suárez, Martín Pacheco, Lucia Cabrera, Clementina Calvo y Natalie Villegas.

Centro Universitario Regional Litoral Norte: Pablo Gamazo.

EMPRESAS PROPONENTES

UPM - Forestal Oriental: Ricardo Methol, Alejandro González, Isabel Pereira, Clara Morales

Montes del Plata: Sebastián Ferrer, María Noel Fadel, Claudio da Silva y Ana Inés Gómez.

Forestal Atlántico Sur: Nelson Ledesma, Santiago Capote.

ADMINISTRADORA

Fundación Julio Ricaldoni: Lucía Zuasti, Marcelo Morante, Andrea Solari.

Agradecimientos

Al personal de las empresas UPM, Montes del Plata y Forestal Atlántico Sur por su apoyo y colaboración durante todo el proyecto. Al laboratorio Marine and Environmental Science Centre (MARE), Coimbra, Portugal, y a la Dra. Verónica Ferreira por su ayuda en el análisis de biomasa fúngica y en la tasa de esporulación de hongos hifomicetos. A Lucia Ziegler por su ayuda en el laboratorio de energética del CURE por el análisis de contenido calórico de las especies utilizadas en el análisis de descomposición de materia orgánica. Al Prof. Willem Vervoort de la University of Sydney por sus recomendaciones y aportes a la discusión. A Forestal Otegui de Lavalleja por el acceso a los predios con plantaciones forestales. A Luis, Martín y Teresa por el acceso a predios privados en el departamento de Rocha.

RESUMEN EJECUTIVO

En Uruguay el crecimiento de la superficie de suelo dedicada al uso forestal alcanzó en el año 2021 las 1.087.109 há efectivas. Este sostenido cambio de uso del suelo mantiene vigente la misión de la línea de investigación en Hidrología Forestal de la Universidad de la República: crear conocimiento nacional en relación a los efectos de las plantaciones forestales sobre los recursos naturales aguas, suelo y organismos acuáticos.

Los estudios específicos de este proyecto tuvieron como objetivo generar una herramienta simple de predicción de los efectos de la actividad forestal sobre la cantidad y la calidad de las aguas, aplicable en la escala espacial de interés para la generación de políticas en relación a los recursos hídricos. Propiciando además una buena gestión ambiental que atienda las demandas regulatorias para el establecimiento de nuevas plantaciones y a los estándares requeridos por las certificaciones internacionales de manejo forestal sustentable. El principal desafío planteado en este proyecto fue trasladar la simulación del comportamiento observado en cuencas forestadas de pequeña escala (menor a 1 km²) a escalas mayores (mayor a 1 000 km²). Esto implicó el abordaje multiescalar combinando monitoreo y modelación en cuencas asociadas a esas dos escalas espaciales. Para lograr esto, en primer lugar se mantuvo el programa de monitoreo en microcuencas que se encuentra operativo desde 2006, por entender fundamental la generación de datos nacionales con suficiente longitud para contemplar la variabilidad climática del Uruguay. En segundo lugar, se incorporó una selección de cuencas de mayor escala cuyo monitoreo depende de las redes oficiales nacionales. Las cuencas estudiadas se clasifican entonces en 10 grandes cuencas que van desde 774 a 7 855 km², 6 pequeñas cuencas experimentales (0.11 a 2.3 km²), en las cuales se completó el abordaje de análisis de información hidrológica y modelación. El área objeto de estudio, se completa con un grupo de 30 cuencas de escala pequeña a media (menor a 30 km²) en las que se realizó el monitoreo de calidad de agua y bioindicadores asociados al ecosistema acuático.

Indicadores Hidrológicos

Los indicadores son útiles fundamentalmente para realizar comparaciones en una misma cuenca, como para efectuar comparaciones entre cuencas. Ambas aproximaciones se abordaron en este trabajo, generando indicadores que permiten un análisis comparativo entre pares de microcuencas experimentales y entre períodos temporales para el caso de las macrocuencas estudiadas. Los principales resultados obtenidos reflejan los efectos que surgen del análisis comparativo entre la cobertura vegetal de plantaciones forestales respecto a pasturas naturales, tanto a nivel de parcelas y microcuencas experimentales como en las macrocuencas más forestadas del país:

Indicadores hidrológicos en microcuencas

Los indicadores derivados del balance hídrico en los dos pares de microcuencas del litoral oeste (DTf-LCp y NEf-NEp), así como en el par situado en la zona norte (EVp-EVf), permiten concluir lo siguiente:

- **Intercepción.** Indicador de la cantidad de agua que retiene la cubierta forestal y retorna a la atmósfera por evaporación. En promedio las plantaciones interceptan entre 13-28 % de la precipitación incidente variando de acuerdo a la especie, edad y densidad de plantación. El monitoreo de largo plazo muestra una tendencia creciente de la intercepción con la edad en la etapa más joven de la plantación (4-10 años), luego de la cual se observa un decrecimiento (13-16 años).

También se observaron diferencias en relación a la especie para un rango de edad comparable entre *E.maidenni* (895 á/ha) y *E.Grandis* (1080 á/ha) con valores medios de intercepción de 20 y 28 % respectivamente.

- **Reducción del caudal específico.** Indicador que relaciona la reducción del caudal específico con la precipitación acumulada. Para el par DTf-LCp se observa una tendencia decreciente del indicador al aumentar la precipitación, variando en términos anuales entre 11 y 46 % de la precipitación. El par NEf-NEp muestra que la reducción del caudal específico anual varía entre -1 y 31 % de la precipitación. Resultados preliminares del par EVf-EVp muestran reducciones del caudal específico anual entre -6 y 28 % de la precipitación para los primeros 5 años de crecimiento de la plantación.
- **Aumento de la evapotranspiración real.** Muestra la diferencia entre la evapotranspiración real en las microcuencas de uso contrastante, expresada como porcentaje de la precipitación. Este indicador toma valores similares a los observados para la reducción del caudal específico, las mayores diferencias pueden verse para DTf-LCp en períodos de déficit hídrico ($P_i < 500\text{mm}$) donde las diferencias aumentan por el déficit de humedad en los suelos a valores entre 31 y 71 % de la precipitación semestral.
- **Curvas de permanencia de caudal.** Muestran el porcentaje de tiempo durante el cual se iguala o supera un caudal específico. El análisis en los tres pares de microcuencas muestra caudales diarios promedio menores en la microcuenca forestada para todos los períodos, al igual que los caudales máximos (Q_{10}). Mientras que los caudales mínimos (Q_{90}) presentaron valores menores en DTf respecto a LCp, pero mayores en las microcuencas forestadas de los otros dos pares (NEf y EVf) en relación a las de pastura. Esto parece indicar una tendencia a que en las microcuencas más pequeñas (12-60 ha), la reducción de los caudales está dada por la reducción de los caudales altos y medios, mientras que los caudales asociados al flujo base permanecen sin ser afectados.
- **Recarga.** Indicador que mide la fracción de la precipitación incidente que recarga en forma difusa al acuífero libre próximo a la superficie del terreno. Esta estimación se realizó en los pares de microcuencas experimentales del litoral oeste mediante tres metodologías diferentes. Para DTf y LCp se estima una reducción de la recarga entre la pastura y la forestada de entre 6 y 15 % de la precipitación. Con la información aportada por la construcción y monitoreo de nuevos piezómetros, se verificó el ingreso de un aporte regional subterráneo en ambas microcuencas. Por otro lado entre NEf y NEp las diferencias son menores y alcanzan el 5 %.

Indicadores hidrológicos en macrocuencas

Para las macrocuencas la estimación de indicadores implica la división de las series temporales de datos observados (precipitación y caudal) en dos períodos: preforestación y posforestación. Se evaluaron las 10 macrocuencas (similar a nivel 2) que presentan mayor superficie forestada con plantaciones.

Únicamente para las 4 cuencas más forestadas del país ubicadas en el Río Tacuarembó y A^o Tres Cruces, se observa una diferencia significativa en la relación precipitación-escorrentía entre períodos, que indica que a igual nivel de precipitación ocurrida se genera menor escorrentía en el período posforestación. Además en ellas se identifica que el quiebre en la tendencia de las series de caudal, se ubica temporalmente cercano al umbral del 15 % de forestación en la cuenca.

La reducción de la escorrentía entre el período pre y pos forestación para cada cuenca se caracteriza según los indicadores de la curva de permanencia de caudal: caudal promedio, Q_{90} , Q_{50} y Q_{10} . Para

esas 4 cuencas se observa una reducción entre períodos de todos estos indicadores, siendo para el caudal promedio de entre 21 y 31 %, lo que corresponde a una disminución del caudal anual de entre 35 y 107 mm por cada 10 % de aumento de la superficie forestada.

Se observa que en este análisis no se contemplaron las posibles extracciones de agua en las cuencas que podrían corresponder a tomas y embalses los cuales de existir estarían afectando principalmente el rango de caudales bajos. Además se destaca que en las estimaciones de éste análisis se superponen los efectos del cambio de uso del suelo que implica la forestación, con los efectos de la variabilidad climática ya que se analizan dos períodos temporales diferentes con sus consiguientes diferencias climáticas.

Indicadores de calidad de agua y biológicos en microcuencas

Este trabajo evaluó los efectos de la forestación de *Eucalyptus* sobre los ecosistemas fluviales en Uruguay. Para ello se analizaron los posibles cambios en la calidad del agua, las comunidades de macroinvertebrados y peces, y en la descomposición de la materia orgánica. En invierno y verano de 2019, se muestrearon 30 microcuencas a lo largo de Uruguay abarcando un amplio gradiente de cobertura forestal.

En agua se evaluaron los siguientes parámetros fisicoquímicos: oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, conductividad específica, temperatura, pH y nutrientes (N, P). En el caso de la comunidad de macroinvertebrados, se analizaron las proporciones de (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) EPT/Chironomidae, familias sensibles y tolerantes, Oligochaeta, Zygoptera, y grupos tróficos. En el caso de peces, se analizó la biomasa y densidad, así como la proporción de los diferentes órdenes y grupos tróficos.

Para evaluar los posibles efectos de la forestación sobre los indicadores, se utilizaron modelos lineales generalizados. Para el análisis de la descomposición de la materia orgánica (MO), se seleccionaron 3 arroyos asociados microcuencas forestadas y 3 arroyos asociados a microcuencas sin forestación. En dichos arroyos se analizaron las comunidades colonizadoras (hongos y macroinvertebrados) y la tasa de descomposición de 3 sustratos (*Schoenoplectus californicus*, *Eryngium pandanifolium* y *Eucalyptus globulus*) en un experimento in situ de 56 días de duración.

La concentración de nutrientes, temperatura, conductividad y sólidos disueltos en aguas, así como la proporción de familias tolerantes, Oligochaeta, filtradores, colectores, depredadores y fragmentadores, mostraron un incremento con el incremento de la cobertura forestal. Por el contrario, se observó una reducción de la concentración de oxígeno disuelto, pH, familias sensibles, índice EPT/Chironomidae, Zygoptera y raspadores con el incremento de la cobertura forestal. La biomasa de peces presentó en verano una reducción significativa con el aumento de la cobertura forestal, y positiva en el invierno. La densidad de peces mostró una respuesta positiva con el incremento de la cobertura forestal similar en ambas estaciones, mientras que la abundancia de Siluriformes (bagres y viejas de agua) mostró una relación negativa con el aumento de forestación en la cuenca. La tasa de descomposición de la MO fue significativamente menor dentro de los arroyos asociados a plantaciones forestales. El sustrato *S. californicus* con baja calidad nutricional obtuvo menor riqueza, tasa de esporulación y biomasa fúngica (comunidad microbiana) y menor riqueza y densidad de taxones de macroinvertebrados, resultando en bajas tasas de descomposición. Por otro lado, *E. pandanifolium* y *E. globulus* con mayor calidad nutricional y mayor colonización de las comunidades acuáticas, resultó en mayores tasas de descomposición. La utilización de la tasa de descomposición como una herramienta de biomonitorio podría ser efectiva ya que se observaron respuestas diferenciales en los dos tipos de usos del suelo analizados.

En atención a los resultados obtenidos a la concentración de nutrientes, vale destacar que en los resul-

tados previos obtenidos en las microcuencas DTf-LCp y NEf-NEp no se habían observado diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de nutrientes en agua, excepto en el caso del NH₄, que presentó concentraciones generalmente mayores en los arroyos de las microcuencas forestadas.

Los resultados obtenidos en este período de muestreo extensivo para los indicadores de calidad de agua, biológicos y funcionales, dejan en evidencia el efecto combinado del uso de suelo forestal con la actividad ganadera, por lo tanto para poder cuantificar el efecto independiente de ambas actividades se debería en esta línea evaluar la actividad forestal con exclusión de ganadería.

Indicadores edáficos

Con respecto a los suelos el objetivo fue estudiar el efecto de la sustitución de pasturas por plantaciones forestales sobre las propiedades físicas e hidrológicas del suelo en el litoral-oeste del Uruguay. La metodología comprendió una revisión detallada de antecedentes edafológicos, obtenidos de trabajos realizados sobre basalto y areniscas cretácicas, y que se encuentren en las áreas correspondientes a las macrocuencas seleccionadas; así como la obtención de muestras de los suelos representativos de los Grupos CONEAT dominantes en cada una de las áreas de estudio, con el objetivo de obtener una caracterización físico-hidrológica de los mismos. Esto último incluyó la selección de los sitios representativos, muestreo en campo y análisis de laboratorio. Se extrajeron muestras imperturbadas de suelo en cada uno de estos Grupos CONEAT bajo cobertura de campo natural y de plantaciones forestales para evaluar el efecto del mencionado cambio de uso del suelo sobre sus propiedades físicas e hidrológicas. Se realizaron determinaciones de caracterización: textura, materia orgánica, cationes bases, pH; así como para la evaluación de las propiedades físicas (densidad aparente) e hidrológicas (curva característica de retención de agua). Esos dos últimos indicadores se realizaron solo en muestras imperturbadas superficiales (horizonte A).

Los resultados obtenidos no establecieron diferencias significativas entre los valores de densidad aparente del horizonte superficial al comparar los diferentes usos del suelo (forestación y pastura natural). En cambio, hubo diferencias entre usos de suelo al evaluar la retención de agua por parte del suelo; bajo uso forestal los mismos presentan menor capacidad de retención de agua que bajo pastura, a cualquier nivel de succión. Este fenómeno se evidencia con mayor intensidad cuando es evaluado a mayores succiones (menor contenido de agua) y es más notorio en suelos de texturas más livianas (con mayor contenido de arena). Los suelos bajo uso forestal perderían el agua retenida más fácilmente que los de pasturas ante aumentos de la succión. Se observó que las diferencias se acentúan a medida que el suelo se va secando. A valores de tensión equivalentes a capacidad de campo (100 cm) la disminución es aproximadamente de un 23 % pero cuando los valores de tensión se incrementan a 1 000 cm el porcentaje de disminución alcanza un 28.5 %. Una posible explicación de este fenómeno es el desarrollo de menores fuerzas matriciales como consecuencia de compuestos orgánicos hidrofóbicos, vinculados a las coberturas forestales.

Estos resultados son en cierta medida consistentes con la variación de los parámetros calibrados en el modelo VisualBalan en las microcuencas experimentales del litoral. Particularmente, los parámetros que debieron modificarse para la representación de la sustitución de pasturas por plantaciones fueron una mayor velocidad de infiltración en el suelo y mayor capacidad de infiltración en punto de marchitez permanente para suelos bajo forestación. No obstante, en el modelo se obtuvo una menor capacidad de infiltración en condición de humedad a capacidad de campo, bajo forestación, situación que no va en la misma línea de lo anteriormente comentado. Es de destacar que los estudios edafológicos realizados, obtuvieron diferencias significativas para los primeros cm de suelo mientras que la modelación considera

espesores de suelo del orden de 1 m. Se evidencia la necesidad de continuar en esta línea de trabajo para profundizar los vínculos entre el monitoreo y la modelación de estos indicadores y parámetros.

Ecofisiología, estudio en microcuenca

El dosel forestal en la microcuenca DTf (*Eucalyptus dunnii*, 1300 á/ha, 4 años de edad) se caracterizó por un índice de área foliar (IAF) promedio de 4.18 ± 0.69 y un porcentaje de radiación solar interceptada medio de 87.50 ± 6.40 . Se estimó el flujo transpiratorio en intervalos de 30 min durante dos años consecutivos (2019-2020). Se cuantificó el consumo de agua (en base diaria y estacional) en función de la demanda atmosférica (déficit de presión de vapor, DPV) y disponibilidad hídrica. La transpiración media anual por árbol y por día registrada fue de 29 kg día^{-1} , siendo cinco veces mayor en verano respecto al invierno y levemente superior en otoño respecto a la primavera. Estas diferencias entre estaciones pueden ser atribuidas mayormente a las condiciones meteorológicas de los períodos analizados (principalmente el DPV). La tasa máxima registrada para toda la serie de datos fue $103.3 \text{ kg día}^{-1}$.

La actividad transpiratoria ($\Delta\psi$) varió entre árboles ($p = 0.0070$) y promedió -1.96 MPa en primera temporada y -1.85 en la segunda. En la segunda temporada estos valores diarios se correlacionaron con un menor potencial base, reflejando menor contenido de agua en suelo y una menor g_s ($231 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). La g_s en la primera temporada (2019) varió entre 230 y $460 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, y durante la segunda entre 180 y $390 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Dichos valores se encuentran por encima de los observados a campo en *E. dunnii* bajo moderado déficit de presión de vapor (DPV: 1 a 3 kPa). En la primera temporada se observó una g_s más variable (CV = 32%) que durante la segunda temporada (CV = 21%). Si bien la medición de g_s permitió ajustar un valor para el modelo hidrológico SWAT, la sensibilidad de este parámetro no resultó significativa en el modelo y su variación dentro de rangos apropiados no permitió mejorar la estimación de evapotranspiración potencial que realiza el SWAT, la cual queda significativamente subestimada para las plantaciones forestales.

El volumen fustal final fue de $0.197 \text{ m}^3 \text{ árbol}^{-1}$ y $261 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (130 ton ha^{-1}). Dichos valores representan un incremento entre temporadas de $44,28 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, es decir, $22.01 \text{ ton ha}^{-1}$. El crecimiento relativo promedio fue de 20.4%.

Este trabajo permitió obtener los primeros registros de transpiración en *Eucalyptus* medida por flujo de savia en el Uruguay. Se valora como una sustantiva contribución la obtención de parámetros ecofisiológicos medidos y el ajuste de técnicas de medición en ecofisiología de leñosas en condiciones de cultivo locales.

Modelación hidrológica

Se implementaron cuatro modelos hidrológicos con estructuras diferentes y distinto nivel de complejidad, que representan los principales procesos hidrológicos que son afectados por el cambio de cobertura vegetal:

- El modelo Témez+Gash consiste en acoplar al modelo mensual de escorrentía regionalizado para Uruguay (Témez) el modelo de intercepción de la precipitación (Gash) basado en las mediciones realizadas en las parcelas experimentales del litoral oeste y este del país. Para las microcuencas este modelo acoplado representa con un muy buen ajuste los volúmenes escurridos a nivel mensual en base a la precipitación incidente en la cuenca, la evapotranspiración potencial de la zona y

la modelación de intercepción basada en las características estructurales de la plantación. La implementación en las macrocuencas mostró un muy buen ajuste en las 4 macrocuencas más forestadas del norte del país. El modelo acoplado no tuvo un ajuste aceptable para las cuencas que presentan interferencia de otros usos del suelo (agricultura) y/o problemas de falta de datos o calidad de la información.

- El modelo HBV, de paso diario, resultó un herramienta adecuada para la representación del uso forestal del suelo en sustitución del campo natural, además de robusta al requerir del ajuste de pocos parámetros. Tanto en la implementación para las microcuencas experimentales como para las 5 macrocuencas, la rutina de humedad del suelo resultó ser la más sensible, requiriendo fundamentalmente de incrementar el parámetro relativo al almacenamiento en el suelo, para poder representar el aumento que genera la intercepción de la cubierta forestal y de disminuir el parámetro que define la reducción de la evapotranspiración real respecto a la potencial. Se observa además que para los 2 pares de microcuencas más pequeñas (NEp-NEf y EVp-EVf) el ajuste del modelo en paso mensual mejora ampliamente. En este caso se considera que el modelo es apropiado para la estimación de la disponibilidad hídrica mensual pero no así para la simulación de los escurrimientos diarios.
- El modelo SWAT fue implementado en las macrocuencas del litoral oeste (Queguay y Arroyo Grande) y en las microcuencas experimentales ubicadas en éstas (DTf-LCp y NEf-NEp), con el objetivo de poder extender los resultados hacia la escala espacial mayor. Este modelo que representa además de los procesos hidrológicos el crecimiento del cultivo, presentó la ventaja de permitir la verificación de variables de estado que son medidas in-situ en las microcuencas experimentales: IAF, biomasa; o de las que se pueden tener mediante estimaciones satelitales como la evapotranspiración real en el caso de las macrocuencas. Si bien los resultados logrados en las microcuencas son aceptables, el modelo subestima en forma significativa el aumento de la evapotranspiración al sustituir las pasturas por plantaciones forestales, debido a que realiza una inadecuada modelación de la intercepción. A nivel de las macrocuencas, el ajuste logrado para el período posforestación, es apenas aceptable principalmente debido a la sobrestimación de los caudales bajos (asociados al flujo base) producto de la subestimación de la evapotranspiración. Se destaca también que para estas dos macrocuencas existe además una superposición de efectos debida a la alta ocupación agrícola en las cuencas que en el caso de Queguay es del mismo orden de la forestación y en Arroyo Grande la supera ampliamente. También las series de caudales observados presentan en ambas cuencas numerosos datos faltantes y períodos donde se evidencian problemas de calidad de la información.
- El modelo VisualBalan, de paso diario, se implementó en los 2 pares de microcuencas del litoral oeste (DTf-LCp y NEf-NEp) y su análisis estuvo focalizado en la evaluación de las componentes de flujo subterráneo y subsuperficial. El modelo ha logrado reproducir de manera satisfactoria la variación piezométrica así como los volúmenes de escorrentía a nivel diario y mensual. Este modelo también ha permitido incorporar en la evaluación parámetros y variables monitoreadas y medidas in situ.

La implementación de los cuatro modelos a escala de las microcuencas experimentales permitió establecer rangos de variación de los parámetros más sensibles en cada modelo para los usos de suelo objeto de este estudio: campo natural y plantaciones forestales. También permitió establecer, en particular para los modelos VisualBalan y SWAT vínculos entre las mediciones de propiedades hídricas de los suelos y características fisiológicas de las plantaciones realizadas a escala de parcelas. La implementación de los modelos en las macrocuencas permitió fundamentalmente avanzar hacia su utilización, en

forma de ensamble, para la generación de escenarios de disponibilidad hídrica frente a escenarios de aumento en la superficie dedicada a la forestación.

Herramienta de estimación de rangos de afectación en la cantidad y la calidad de los recursos hídricos

Para la estimación de rangos de afectación a la cantidad de agua, se trabajó en base a los modelos hidrológicos implementados en 5 macrocuencas (2 en el litoral oeste y 3 en el norte del país). Se generaron escenarios de aumento de la superficie forestada en base a criterios de aptitud forestal de los suelos y de área máxima efectiva de cobertura forestal. Se generó para cada cuenca un set de modelos idénticos tanto en su implementación como en la serie climática de entrada, variando únicamente la superficie afectada a la forestación en cada uno.

La afectación a la cantidad se evaluó en términos de los indicadores: i) reducción del caudal específico y ii) curva de permanencia: incluyendo: caudal promedio y los percentiles 10 y 90 representativos de los caudales máximos y mínimos respectivamente. Como resultado general se estimaron reducciones del caudal promedio de hasta un 20 %, en relación al caudal del escenario preforestación, para un 40 % de superficie ocupada por plantaciones forestales. Se observa que estas variaciones en el indicador de reducción de caudal presentan valores sensiblemente menores a las que derivan del análisis de datos medidos en las cuencas del norte del país que son las que actualmente alcanzan la mayor forestación. Estas diferencias se deben a que los datos medidos reflejan la superposición de los efectos generados en forma combinada por el cambio de uso de suelo y la variabilidad climática entre los períodos pre y pos forestación. Mientras que en los escenarios obtenidos mediante la modelación hidrológica es posible estimar el efecto aislado del aumento de las plantaciones forestales, considerando las simulaciones bajo regímenes climáticos idénticos. Se recomienda la validación periódica de los modelos implementados incorporando nueva información hidrométrica y meteorológica con el objetivo de mejorar su ajuste.

En relación a la estimación de la afectación de la calidad del agua y comunidad de macroinvertebrados, considerando que este estudio incluyó un gran número de microcuencas con una amplia distribución en el país, se considera que los modelos estadísticos obtenidos son representativos para el tipo de sistemas analizados dentro de los rangos de las variables analizadas. Se propone la aplicación de estos modelos como una caja de herramientas dentro de programas de monitoreo asociados a la gestión de las microcuencas forestales de nuestro país. Además de su aplicación, es recomendable su validación y ajuste periódico, incluyendo un mayor número de sitios en áreas forestales y/o la incorporación de la variabilidad interanual en las 30 microcuencas analizadas.

Contenido

1. Introducción	13
1.1. Antecedentes	14
1.2. Objetivos	16
2. Área de estudio y bases de datos	19
2.1. Área de estudio	20
2.1.1. Red de microcuencas experimentales	22
2.1.2. Microcuencas de evaluación de calidad del agua e indicadores biológicos	32
2.1.3. Macrocuencas	36
2.2. Base de datos Hidrológica	39
2.2.1. Microcuencas	39
2.2.2. Macrocuencas	47
2.3. Base de datos de calidad de agua y organismos	48
2.4. Base de datos Edáfica	53
3. Indicadores	59
3.1. Introducción	60
3.2. Indicadores hidrológicos	60
3.2.1. Microcuencas	60
3.2.2. Macrocuencas	79
3.2.3. Conclusiones	84
3.3. Indicadores de calidad de agua y biológicos en microcuencas	87
3.3.1. Análisis estadísticos	88
3.3.2. Resultados de los indicadores de calidad de agua y biológicos en microcuencas	89
3.3.3. Conclusiones	113
3.4. Indicadores edáficos	115
3.4.1. Densidad aparente	115
3.4.2. Capacidad de retener agua	116
3.4.3. Ajuste de modelo van Genuchten	117
3.5. Indicadores eco fisiológicos	122
3.5.1. Parámetros de intercambio gaseoso: potencial hídrico (Ψ_w) conductancia estomática (gs)	122
3.5.2. Flujo de savia	123
3.5.3. Resultados	123
4. Modelación hidrológica semidistribuida multiescala: implementación del modelo	

HBV	145
4.1. Introducción	146
4.2. Implementación en microcuencas experimentales	147
4.2.1. Datos de entrada	148
4.2.2. Resultados y Discusión	150
4.3. Implementación en las macrocuencas	156
4.3.1. Datos de entrada	156
4.3.2. Calibración y validación	158
4.3.3. Resultados y Discusión	159
5. Modelación hidrológica y biofísica multiescala: implementación del modelo SWAT	167
5.1. Introducción	168
5.2. Implementación del modelo	168
5.2.1. Estructura de las cuencas	168
5.2.2. Bases de datos de cultivos	169
5.2.3. Crecimiento de los cultivos y evapotranspiración real	172
5.3. Calibración y validación	176
5.3.1. Análisis de sensibilidad	177
5.3.2. Resultados	180
6. Estimación de la disponibilidad hídrica considerando la intercepción forestal: Témex+Gash	187
6.1. Introducción	188
6.2. Metodología	188
6.2.1. Modelos originales	188
6.2.2. Modelo acoplado	189
6.3. Resultados	190
6.3.1. Modelo de Gash	190
6.3.2. Modelo acoplado	191
6.4. Conclusiones	194
7. Desarrollo de una herramienta de predicción	196
7.1. Definición de escenarios	197
7.2. Simulación de escenarios	199
7.3. Resultados de escenarios	200
7.3.1. Reducción del caudal específico acumulado	204
7.3.2. Reducción del caudal específico de la CPC	206
7.4. Implementación de la herramienta y visualización de resultados	210
8. Conclusiones generales y líneas a futuro	213
8.1. Conclusiones	214
8.2. Limitaciones del estudio	217
8.3. Líneas a futuro	217
Apéndices	219
A. Base de datos	220
A.1. Microcuencas	220
A.2. Calidad de agua y organismos	227

B. Balance hídrico	233
C. Estimación de la recarga de agua subterránea	238
C.1. Introducción	238
C.2. Modelo conceptual	240
C.3. Metodología	241
C.3.1. Variación de niveles freáticos y separación de flujo base	241
C.3.2. Balance de agua en el suelo empleando Visual Balan	243
C.3.3. Balance de masa de la deposición atmosférica del ión cloruro	249
C.4. Resultados	252
C.4.1. Variación de niveles freáticos y separación de flujo base	252
C.4.2. Balance de agua en el suelo empleando Visual Balan	261
C.4.3. Balance de masa de la deposición atmosférica del ión cloruro	273
C.5. Conclusiones y discusión	276
D. Perfiles modales de los suelos muestreados	278
E. Antecedentes edafológicos en la zona de estudio litoral Oeste	284
E.1. Introducción	284
E.2. Revisión de antecedentes edafológicos	284
E.2.1. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (1:1.000000)	284
E.2.2. Grupo de Suelos CONEAT	288
E.2.3. Descripción de suelos según fuente de información	292
F. Estimación de la disponibilidad hídrica considerando la intercepción forestal: Témez+Gash	303
F.0.1. Modelo de Témez	303
F.0.2. Modelo de Gash para la intercepción de precipitación	305
G. Resultados de la simulación de escenarios de crecimiento de la superficie forestada	308

Capítulo 1

Introducción

1.1. Antecedentes

Los procesos de deforestación y reforestación representan, a escala mundial, la modificación del uso de la tierra más significativa, tanto por la superficie afectada como por la incidencia sobre los procesos hidrológicos y edafológicos (Bosch y Hewlett 1982; Calder et al. 1992; Calder 2012; Lima 1993 Huber e Iroumé 2001; Andréassian 2004; Lima y Zakia 2006). Uruguay, junto a Chile y Brasil, destaca en América del Sur por el gran aumento en su producción industrial forestal la cual comenzó a expandirse de manera significativa a principios de la década de 2000 (Ardila et al. 2020) relacionado directamente con un aumento de su área de plantación forestal que pasó de 200.000 hectáreas a más de un millón de hectáreas entre 1990 y 2018. Si bien los beneficios económicos de este crecimiento son relevantes para la economía nacional, existe preocupación en la sociedad, la academia, las instituciones nacionales y las propias empresas forestales, respecto a esta modificación del uso agrícola-ganadero tradicional del suelo y su impacto sobre los recursos naturales, en particular agua, suelo y biodiversidad.

Estas inquietudes justifican la necesidad de un programa de monitoreo que genere información de base para la toma de decisiones de una gestión integral de los recursos naturales del país. Así es que desde 1998 a la fecha se han ejecutado, a nivel nacional, los siguientes proyectos de investigación:

- “Proyecto de instalación de microcuencas experimentales para el estudio del impacto ambiental y monitoreo de programas de forestación con Eucalyptus en el Uruguay”. Dirección General Forestal del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Ejecutado por las Facultades de Agronomía e Ingeniería de la Universidad de la República a través de un convenio entre la Universidad de la República (UDELAR) y la Unidad Ejecutora del Programa de Manejo de Recursos Naturales y Desarrollo del Riego (PRENADER), con financiamiento del Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, Préstamo BIRF 3697-UR. La ejecución tuvo lugar entre el 4.12.1998 y 31.5.2001. Los resultados más relevantes se sintetizan en Silveira et al. (2006) y Delgado et al. (2006).
- “Impacto de las plantaciones forestales sobre los recursos hídricos. ¿Cómo extender la información de microcuencas experimentales a grandes cuencas?”. Este proyecto, financiado por la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) de la Universidad de la República, en el marco del programa de Investigación y Desarrollo, se ejecutó entre el 1.10.2002 y el 30.09.2004 por las Facultades de Agronomía e Ingeniería de la Universidad de la República, contando con el apoyo de DGF, DNH y UTE. Sus principales resultados se encuentran documentados en un par de publicaciones presentadas en el XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica (Silveira et al. 2004; Silveira y Alonso 2004).
- Proyecto de cooperación bilateral entre la Universidad de la República (Uruguay) y la Universidad Austral (Chile): “Impacto de las Plantaciones Forestales sobre los Recursos Hídricos”. Financiación: Programa de Desarrollo Tecnológico (PDT), Dirección Nacional de Ciencia y Tecnología (DINACYT). Ejecución: Noviembre 2004 – Abril 2006.
- Proyecto CSIC I+D Llamado 2004: “Monitoreo y modelación hidrológica de la redistribución de la precipitación en plantaciones forestales”. Ejecución: Marzo 2005 – Febrero 2007. Los principales datos de redistribución de lluvias están documentados en De Izaguirre y Alonso 2006, Silveira et al. 2008
- Proyecto PDT 3203: “Indicadores hidroambientales de manejo forestal sustentable de las plantaciones de Eucalyptus en el Uruguay”. Financiación: Programa de Desarrollo Tecnológico (PDT), Dirección Nacional de Ciencia y Tecnología (DINACYT). Ejecución: Setiembre 2005 - Agosto 2007. Los principales resultados están documentados en tres publicaciones presentadas en el

XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica (Amorín y Silveira 2008; Silveira et al. 2008; Alonso y Silveira 2008).

- Proyecto INIA FPTA-210: “Efecto de la actividad forestal sobre los recursos suelos y aguas, en microcuencas similares sometidas a distinto manejo”. Financiación: Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA), Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA). Ejecución: Marzo 2007 – Junio 2010. Los principales resultados del proyecto FPTA-210 están documentados en la publicación nro. 32 de la Serie FPTA-INIA y en cinco publicaciones presentadas en el XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica (Silveira et al. 2010a; Silveira et al. 2010b; Martínez et al. 2010; Alonso et al. 2010 y Bentancor y Silveira 2010).
- Convenio Forestal Oriental S.A. / Facultad de Agronomía-UdelaR: “Dinámica del agua en plantaciones de eucaliptos en establecimiento La Nueva Esperanza. Ejecución 2009-2012. Actividades desarrolladas: Caracterización hidrológica de las dos microcuencas del establecimiento, relevamiento en campo de perfiles longitudinales y secciones transversales de los cauces principales, levantamiento mensual de información de campo y su posterior procesamiento. Modelación física de los vertederos (combinados triangular-rectangular) instalados en campo, para la determinación de las curvas H-Q. Realizada en el laboratorio del IMFIA. Análisis de la información disponible, con el objetivo de caracterizar el comportamiento hidrológico en cada microcuenca, durante el período de calibración y a partir de la forestación con *Eucalyptus* en una de ellas. Este convenio financió el mantenimiento del programa de monitoreo (visitas periódicas, servicio de la infraestructura e instrumental), con un procesamiento básico de la información recolectada.
- Convenio FJR – MdP Este convenio tuvo como propósito mantener el programa de monitoreo, en el período comprendido entre la finalización del proyecto INIA-FPTA y el inicio del proyecto ANII-Alianzas.
- Proyecto CSIC I+D: “Evaluación de la producción de sedimentos pos-cosecha en cuencas forestadas”. Ejecución 2011 – 2013. En este proyecto se profundizó en el estudio de la producción de sedimentos durante la cosecha, mediante el uso del radionucleido Cs137 y la implementación del modelo hidrológico SHETRAN. Los resultados alcanzados están documentados en el informe final presentado a CSIC y en los artículos publicados en la revista *Agrociencia* (Alonso et al. 2012) y en las XIX Jornadas de Jóvenes Investigadores AUGM (Scavone y Alonso 2011).
- Proyecto ANII - Alianzas “Red de microcuencas experimentales para la obtención de indicadores hidrológicos y edáficos en plantaciones forestales”. Ejecución: Julio 2012 – Diciembre 2015. Este proyecto le dio continuidad al monitoreo de microcuencas en campos de MdP, e incorporó las microcuencas de UPM-FO en el Dpto. de Río Negro. En este proyecto se avanzó en la definición y cuantificación de indicadores hidrológicos y edáficos y se incorporaron indicadores ecológicos. Estos resultados han sido publicados en Silveira et al. 2016.

1.2. Objetivos

Objetivo General

Generar una herramienta simple de predicción de los efectos de la actividad forestal sobre la cantidad y la calidad de las aguas que sea aplicable en la escala espacial de interés para la gestión y la generación de políticas en relación a los recursos hídricos (niveles 3 y 2 de clasificación DINAGUA respectivamente).

Objetivos Específicos

1. Mantener el monitoreo en cuencas de pequeña escala (hasta 2 km²) y ampliar, en función de los requerimientos de los modelos a utilizar, la generación de indicadores para la estimación del uso del agua por la forestación comercial.
2. Incorporar 2 nuevos sitios de monitoreo de redistribución de precipitación.
3. Incorporar aforos en una cuenca de Nivel 3.
4. Evaluar indicadores hidrológicos en cuencas de nivel 2 (1.000 km²), monitoreadas por DINAGUA e INUMET.
5. Modelar microcuencas y cuencas de Nivel 2 y 3.
6. Implementar un esquema simple de cálculo para la determinación de rangos de afectación en la cantidad y la calidad de los recursos hídricos.
7. Mantener el monitoreo de calidad del agua en cuencas de pequeña escala (hasta 2 km²) y ampliar la evaluación de la calidad del agua a cuencas forestadas de Nivel 2 y 3.
8. Generar modelos cualitativos de calidad del agua a partir de indicadores y procesos biológicos.
9. Optimizar el monitoreo de cantidad y calidad del recurso hídrico.

Bibliografía

- Alonso, J. y L Silveira (2008). «Modelación del cambio de uso del suelo en Uruguay: Aplicación del modelo Shetran». En: *Memorias del XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia.*
- Alonso, J. et al. (2010). «Incorporación del IAF en modelos de redistribución de precipitación». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay.*
- Alonso, Jimena et al. (2012). «Comparison of measured 137Cs data and USLE/RUSLE simulated long-term erosion rates». En: *Agrociencia Uruguay* 16.3, págs. 261-267.
- Amorín, C. y L Silveira (2008). «Sustitución de pasturas por plantaciones de Eucalyptus y sus efectos sobre la calidad de las aguas». En: *Memorias del XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia.*
- Andréassian, Vazken (2004). «Waters and forests: from historical controversy to scientific debate». En: *Journal of hydrology* 291.1-2, págs. 1-27.
- Ardila, Juan et al. (2020). «Latin American and Caribbean Forests in the 2020s: Trends, Challenges, and Opportunities». En:
- Bentancor, L. y L Silveira (2010). «Desarrollo y/o validación de metodologías para determinar el tiempo de concentración en dos microcuencas del Uruguay». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay.*
- Bosch, J Mv y JD Hewlett (1982). «A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration». En: *Journal of hydrology* 55.1-4, págs. 3-23.
- Calder, Ian (2012). *Blue revolution: Integrated land and water resources management.* Routledge.
- Calder, IR et al. (1992). *Hydrologic effects of land-use change.* McGraw-Hill Inc.
- De Izaguirre, P y J Alonso (2006). «Redistribución de precipitaciones en un monte de eucaliptos». En: *XIV Jornadas de Investigadores Jóvenes de la AUGM, Campinas, Sao Paulo, Brasil.* Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).
- Delgado, S et al. (2006). «Efecto de las plantaciones de Eucalyptus sp. sobre el recurso suelo en Uruguay». En: *Agrociencia* 10.2, págs. 95-107.
- Huber, A y A Iroumé (2001). «Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile». En: *Journal of Hydrology* 248.1-4, págs. 78-92.
- Lima, W de P y MJB Zakia (2006). «O papel do ecossistema ripário». En: *As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento.* São Paulo: RiMa, págs. 77-88.
- Lima, Walter de Paula (1993). «Impacto ambiental do eucalipto». En: *Impacto ambiental do eucalipto,* págs. 301-301.
- Martínez, L. et al. (2010). «Aplicación de un modelo simple para determinar la variación en el consumo de agua al modificar la cubierta vegetal». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay.*

BIBLIOGRAFÍA

- Scavone, M. y J. Alonso (2011). «El Cs-137 como indicador de erosión hídrica de suelos en el Uruguay». En: *XIX Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM, Universidad Nacional del Este, Ciudad del Este, Paraguay*. Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).
- Silveira, L y J Alonso (2004). «Modificación de los coeficientes de escorrentía producto del desarrollo forestal en una macrocuenca del Uruguay». En: *XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil*.
- Silveira, L, J Alonso y L Martinez (2004). «Efecto de las plantaciones forestales sobre los recursos hídricos. Comparación de estudios en microcuencas y macrocuencas del Uruguay». En: *XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil*.
- Silveira, L, J Alonso y L Martínez (2006). «Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay». En: *Agrociencia* 10.2, págs. 75-93.
- Silveira, L., P. de Izaguirre y M Visca (2008). «Redistribución de la precipitación incidente en una plantación de Eucalyptus en Uruguay». En: *Memorias del XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia*.
- Silveira, L. et al. (2010a). «Comparación del balance hídrico en dos microcuencas (pasturas-plantación de Eucalyptus) del Uruguay». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Silveira, L. et al. (2010b). «Recuperación de acuíferos en dos microcuencas (pasturas-plantación de Eucalyptus) del Uruguay». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Silveira, L. et al. (sep. de 2016). «Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay». En: *Hydrological Processes* 30 (20). ISSN: 08856087. DOI: 10.1002/hyp.10952.

Capítulo 2

Área de estudio y bases de datos

2.1. Área de estudio

El área de estudio está conformada por las 6 microcuencas experimentales (0.11 a 2.3 km²) que forman parte del programa de monitoreo de la UdelaR desde el año 2006 y 10 macrocuencas cuya superficie va desde 774 a 7855 km², en las cuales se completó el abordaje de análisis de información hidrológica y modelación. El abordaje multiescalar se completa con un grupo de 30 cuencas de escala pequeña a media (menor a 30 km²) en las que se realizó el monitoreo de calidad de agua y bioindicadores asociados al ecosistema acuático, cuya descripción y ubicación se muestra en la Figura 2.1.12.

A continuación la Tabla 2.1.1 lista las cuencas objeto de estudio hidrológico, se las identifica con un ID que se utilizará en todo este documento, describe su localización y superficie y la Figura 2.1.1 muestra su ubicación geográfica.

Tabla 2.1.1: Características de las macrocuencas y microcuencas.

ID Cuenca	Cuenca - Cauce	Coordenadas	Coordenadas	Área (km ²)
		X _{UTM}	Y _{UTM}	
CU	Po de las Piedras - A ^o Cuñapirú	633887	6510940	1949
BO	Borracho – Río Tacuarembó	644019	6471254	6623
MD	Manuel Díaz- Río Tacuarembó	625839	6510344	2249
TC	Paso Baltasar - A ^o Tres Cruces	616681	6489020	916
DE	Po de las Piedras - A ^o Don Esteban	452323	6366240	774
AG	Po Mellizos A ^o Grande del Norte	461979	6359264	2182
CE	Picada de Corbo - Río Cebollatí	706566	6254890	2898
FM	Fray Marcos - Río Santa Lucía	616757	6213683	2753
QG	Ruta 3 – Río Queguay	412599	6444134	7855
BE	Ruta 14 - A ^o Bequeló	413991	6319558	1646
QA	Andrés Perez - Río Queguay	477892	6440095	3270
DTf	Don Tomás - Cda La Quinta (afuente a QG)	439065	6431807	2.30
LCp	La Cantera - Cda Baygorria (afuente a QG)	443128	6428677	1.20
NEf	La Nueva Esperanza Forestal - Cda s/n (afuente a AG)	485671	6403491	0.22
NEp	La Nueva Esperanza Pastura - Cda s/n (afuente a AG)	485549	6403491	0.12
EVf	El Viraró Forestal - Cda s/n	603887	6440198	0.65
EVp	El Viraró Pastura - Cda s/n	604430	6439610	0.46
AGf	Agrocampo - parcela intercepción	748512	6217233	—

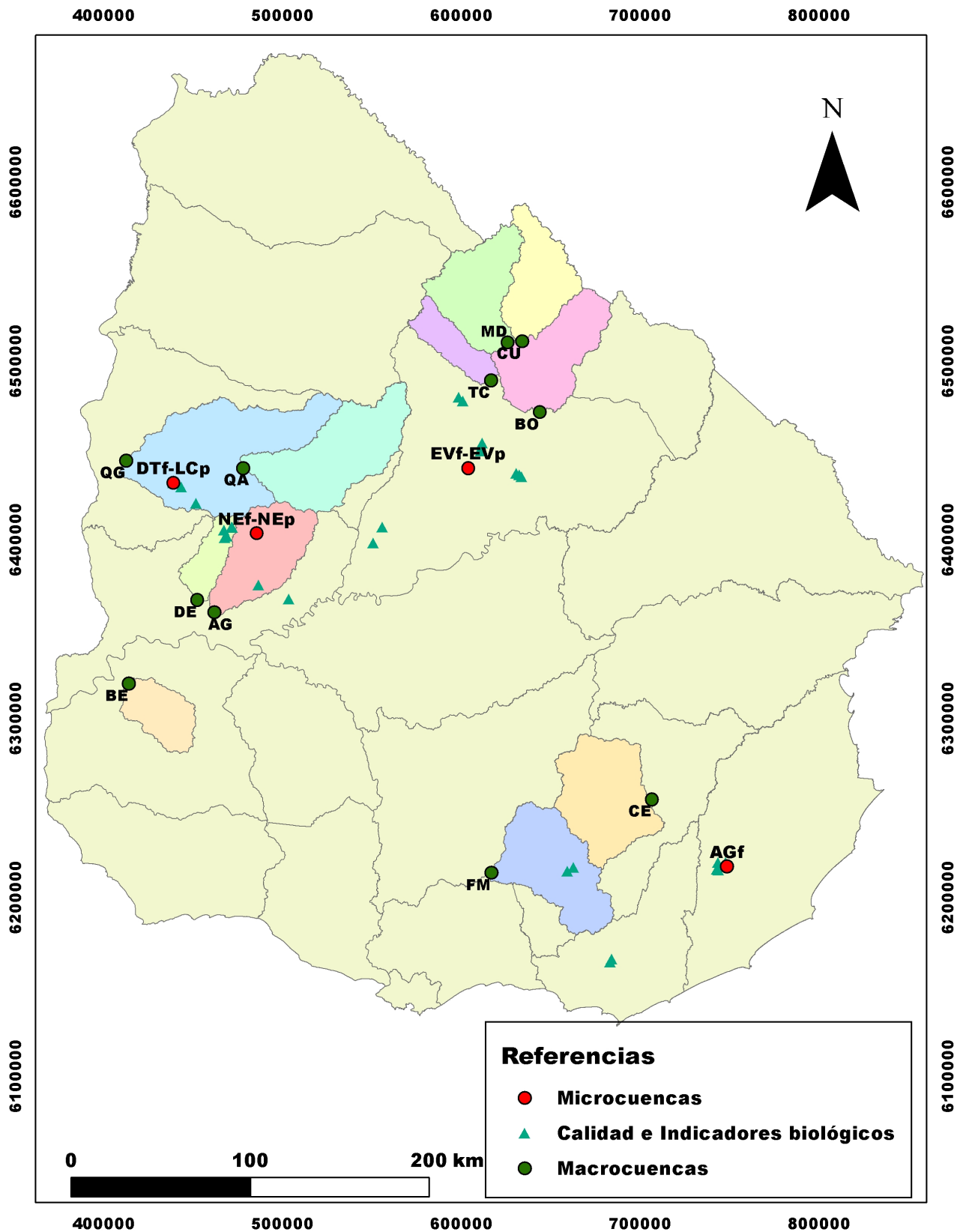


Figura 2.1.1: Ubicación de las cuencas y microcuencas del Proyecto.

2.1.1. Red de microcuencas experimentales

Los pares de microcuencas experimentales que conforman esta red de monitoreo, se localizan, dos en la zona litoral oeste del país (departamentos de Río Negro y Paysandú) y la restante en la zona norte del país (departamento de Tacuarembó). En el departamento de Paysandú, próximas a la localidad de Piedras Coloradas se localizan dos microcuencas, ubicadas en los establecimientos Don Tomas (DTf) y La Cantera (LCp) que fueron instrumentadas en el año 2006. En el departamento de Río Negro cercanas a la localidad de Mellizos, se ubica el par de microcuencas que fue instrumentado a fines del año 2007, ambas en el establecimiento La Nueva Esperanza (NE). Finalmente en el establecimiento de El Viraró (EV), cercano a la localidad de Curtina en el departamento de Tacuarembó, se encuentra el tercer par de microcuencas que comenzó a monitorearse en el año 2011. En la Tabla 2.1.2 se presentan las características morfológicas de las microcuencas en estudio.

Tabla 2.1.2: Características morfológicas de las microcuencas.

Característica	DTf	LCp	NEp	NEf	EVp	EVf
Área (km ²)	2.12	1.20	0.12	0.22	0.4	0.6
Perímetro (km)	5.81	4.58	1.76	2.21	3.40	3.80
Longitud cauce (m)	1783	2168	635	770	1.36	1.63
Pendiente cauce principal (%)	0.90	1.58	5.2	4.3	1.96	1.66
Pendiente media cuenca (%)	4.68	5.92	7.2	7.6	8.1	6.94
Tiempo de concentración (min)	39.0	36.5	9	11	23	29

Don Tomás y La Cantera

La microcuenca DTf está situada sobre la Cañada Baygorria mientras que la microcuenca LCp está situada sobre la cañada de la Quinta. En la Figura 2.1.2 se muestra en planta la ubicación geográfica de cada microcuenca.

La vegetación de la microcuenca LCp ha sido desde el comienzo del monitoreo de parque de algarrobos (*Prosopis* sp) con gramíneas de ciclo invernal. Por su parte la cuenca de DTf se encontraba forestada desde 1998 con *Eucalyptus globulus* (895 árboles / ha), plantación que se cosechó a fines del año 2014 y se replantó a principios de 2015 con *Eucalyptus dunii* (1300 árboles/ha). Ambos sitios han presentando una carga de ganado baja y variable a lo largo del tiempo.

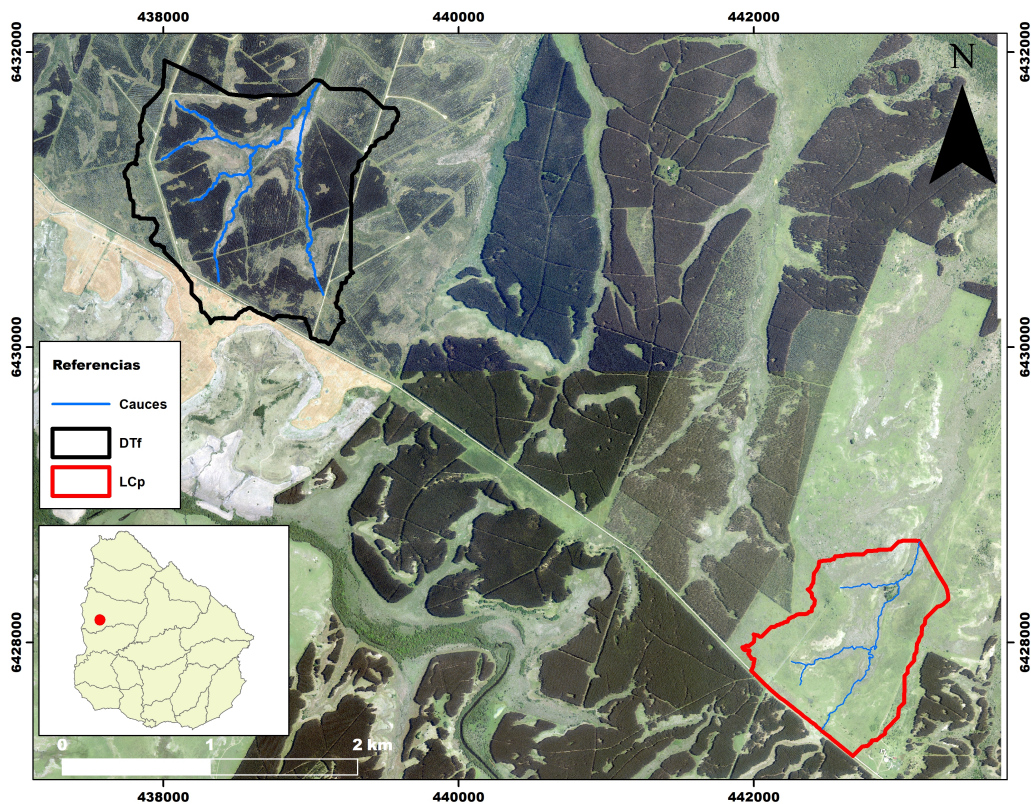


Figura 2.1.2: Ubicación en planta de las microcuencas de DTf y LCp.

Las características geomorfológicas y edáficas en ambas cuencas son muy semejantes, lo cual aporta validez a la metodología de estudio seleccionada, en la cual éstas serán utilizadas como elementos de comparación frente a diferentes usos del suelo. Los materiales generadores son sedimentos cretácicos con relieve escarpado y valles disectados, formando lomadas fuertes y suaves. Se visualizan varios niveles de escarpas, un nivel superior con alto contenido de material calcáreo que actúa como generador de los suelos de la superficie aplanada del interfluvio en la cabecera de ambas cuencas. Los suelos dominantes son vérticos, de profundidad variable, desarrollados sobre la escarpa calcárea. Por debajo de esta primera escarpa se encuentran suelos arenosos pardos de profundidad variable con gran diferenciación textural entre los horizontes superficiales y los subsuperficiales, que se clasifican como Brunosoles Subeutricos (dístricos) lúvicos. En las lomadas más suaves asociadas a las vías de drenaje se encuentran también suelos arenosos pero de color oscuro, más profundos y de menor diferenciación textural.

Las variables monitoreadas son: precipitación (pluviógrafo) y variables meteorológicas (temperatura, humedad, presión y velocidad del viento), escorrentía (vertedero y limnígrafo), contenido de humedad del suelo (tubos para acceso de sonda de neutrones y posteriormente sensores de monitoreo continuo), nivel freático (piezómetros y limnígrafos) redistribución de la precipitación y calidad de aguas en cauce. En la Figura 2.1.3 se ubica en planta la instrumentación de cada microcuenca y las unidades de suelos que presentan.

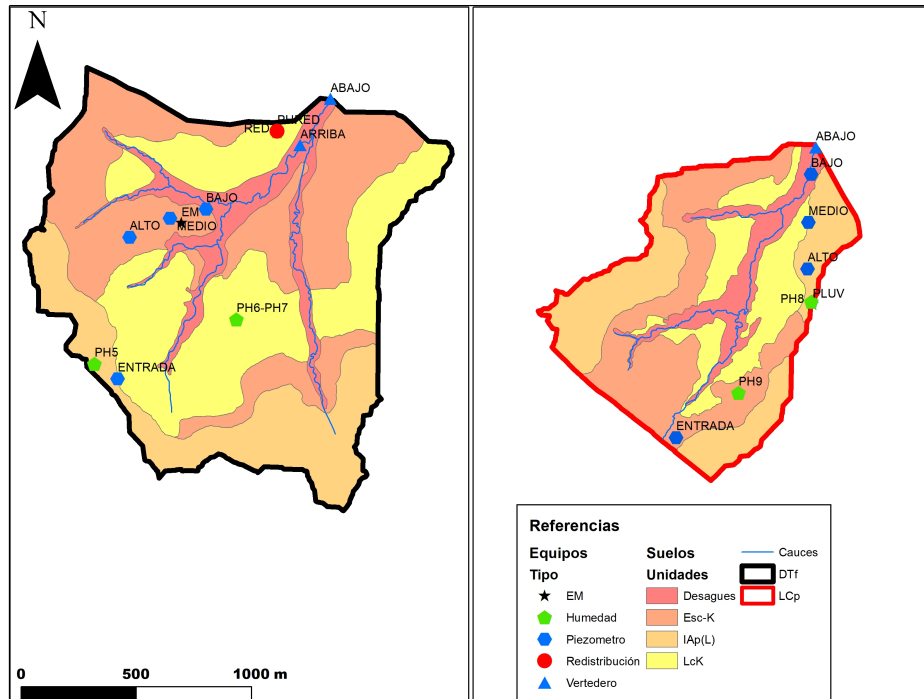


Figura 2.1.3: Ubicación de los equipos de monitoreo en las microcuencas DTf y LCp.

La Nueva Esperanza

Las microcuencas del establecimiento La Nueva Esperanza se localizan a unos 3 km de la localidad de Mellizos, en el departamento de Río Negro. Los cauces principales son pequeñas cañadas sin nombre que confluyen aguas abajo en otra cañada afluente al Arroyo Grande en su margen derecha. En la Figura 2.1.4 se muestra en planta la ubicación geográfica de cada microcuenca.

La vegetación predominante en el sitio es de pastizales, aunque con notorias variantes florísticas y fisonómicas. De acuerdo a las variantes microambientales: cornisas de rocas de arenisca, cañada, campos pedregosos, campos, pueden encontrarse distintas especies aunque predomina la vegetación herbácea de gramíneas, graminoides y otras herbáceas (mono o “dicotiledóneas” s.l.), aunque es notoria la presencia de otros grupos funcionales tales como: arrosietadas, sufrútices o caméfitos (plantas subleñosas bajas), arbustos, árboles. La vegetación leñosa arbórea es escasa y se restringe a algunos sectores de afloramientos de areniscas, con algunas partes relativamente densas configurando un pequeño bosque. En las zonas bajas se destacan Gramíneas y Ciperáceas (Grela, 2007). Luego de un período considerado de calibración durante el cual se mantuvo la misma cobertura vegetal en ambas cuencas, en abril del 2011 la microcuenca NEf se foresta con una plantación de *Eucalyptus grandis*, con una densidad de 1080 árboles/ha. Actualmente hay presencia de ganado pero la carga no ha sido permanente.

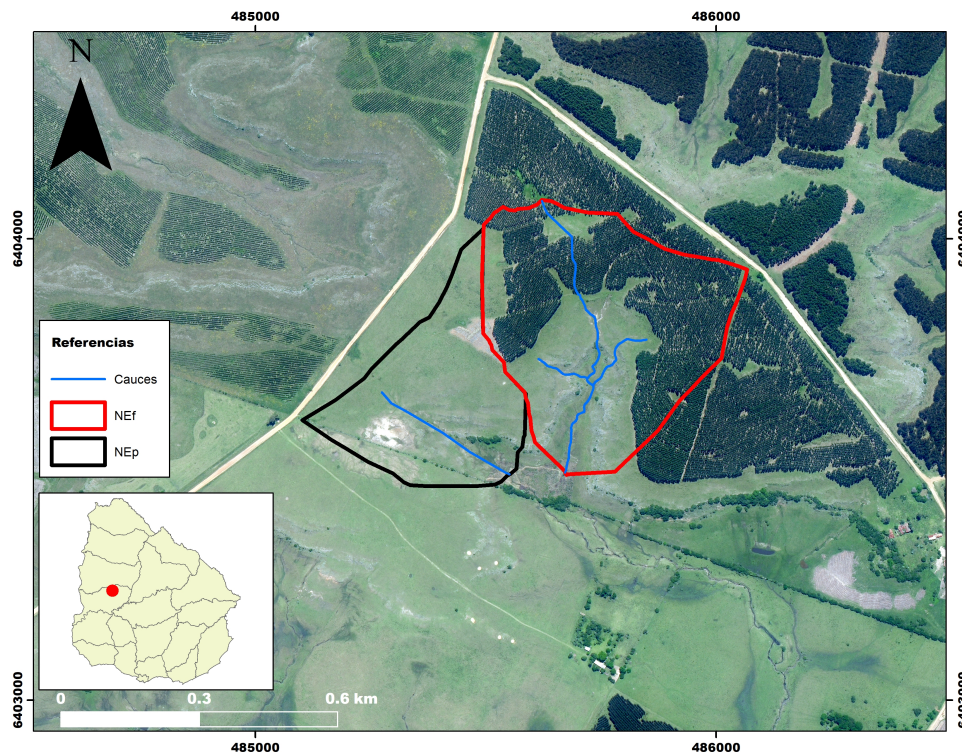


Figura 2.1.4: Ubicación en planta de las microcuencas de pastura y forestal ubicadas en la NE.

La unidad de suelo dominante en este predio es un brunosol dístico lúvico arenoso, fase pseudolítica (DSA/MGAP). Presenta un horizonte superficial de 15 a 25 cm, color pardo grisáceo muy oscuro a gris muy oscuro y textura franco arenosa, consistencia muy friable y estructura de bloques pequeños y débiles. Mediante una transición clara o abrupta se pasa a un horizonte de 20 a 25 cm de espesor, color similar al anterior y textura franco arenosa gravilosa o muy gravilosa; la existencia de una discontinuidad litológica entre los dos horizontes descritos es evidente (Durán y García Préchac 2007). En la mayor parte de las zonas altas el material generador de los suelos está constituido por rocas sedimentarias de edad cretácica superior; se trata de areniscas en general bien litificadas y a veces muy duras que afloran puntualmente. Estos sedimentos corresponden a la formación Mercedes. Finalmente se identifica un sedimento de naturaleza coluvial que ocurre inmediatamente por debajo de las escarpas de la arenisca de Mercedes, constituido por removilizaciones de los productos de la alteración de dicha arenisca.

Las variables monitoreadas son: precipitación (pluviógrafo) y variables meteorológicas (temperatura, humedad, presión, radiación par y velocidad del viento), escorrentía (vertedero y limnógrafo), contenido de humedad del suelo (sensores de monitoreo continuo), nivel freático (limnógrafos), redistribución de la precipitación y calidad de aguas en cauce. En la Figura 2.1.3 se ubica en planta la instrumentación en cada microcuenca y las unidades de suelos que presentan.

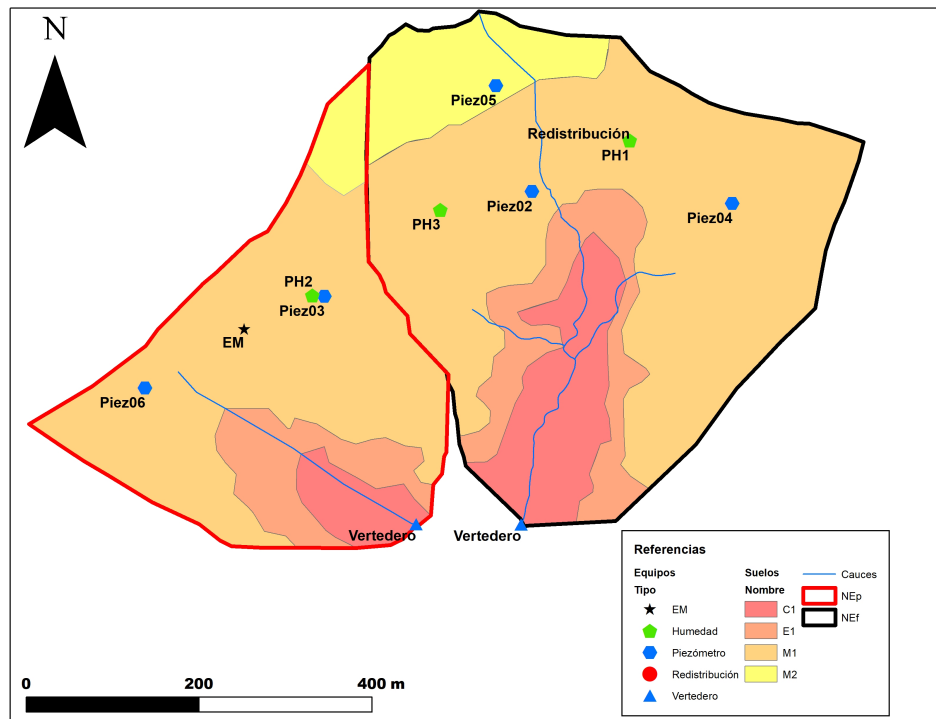


Figura 2.1.5: Ubicación de los equipos de monitoreo en las microcuencas de pastura y forestal ubicadas en la NE.

El Viraró

Las microcuencas están localizadas aproximadamente a 40 km al sur de la ciudad de Tacuarembó, en la Estancia El Viraró. La microcuenca forestal (EVf) cuenta con un área de 64.2 ha, mientras que la de pastura (EVp) cuenta con un área de 44.2 ha. Ambas microcuencas se localizan sobre la formación Tacuarembó y presentan suelos en su mayoría del grupo 7.32 y en pequeña porción en la cabecera de la cuenca EVp el grupo 7.2 según clasificación CONEAT (MAP, 1976).

El período inicial de monitoreo (entre 2012 y 2016) se hizo mediante cobertura vegetal de pasturas. Luego, en noviembre de 2016 fueron establecidas plantaciones forestales de Eucalyptus. El área de plantación forestal es de 35.3 ha. Presenta una plantación mixta de E. Grandis y E. Dunni en EVf con una densidad de plantación promedio de 1200 árboles/ha. Ambos sitios han presentando una carga de ganado baja o muy baja a lo largo del tiempo.

Las variables monitoreadas son: precipitación y variables meteorológicas (temperatura, humedad, presión, radiación par y velocidad del viento), escorrentía (vertedero y limnígrafo) y nivel freático (piezómetros y limnígrafos). En la Figura 2.1.6 se presenta sobre imagen satelital la ubicación de ambas microcuencas y de los equipos de medición instalados.

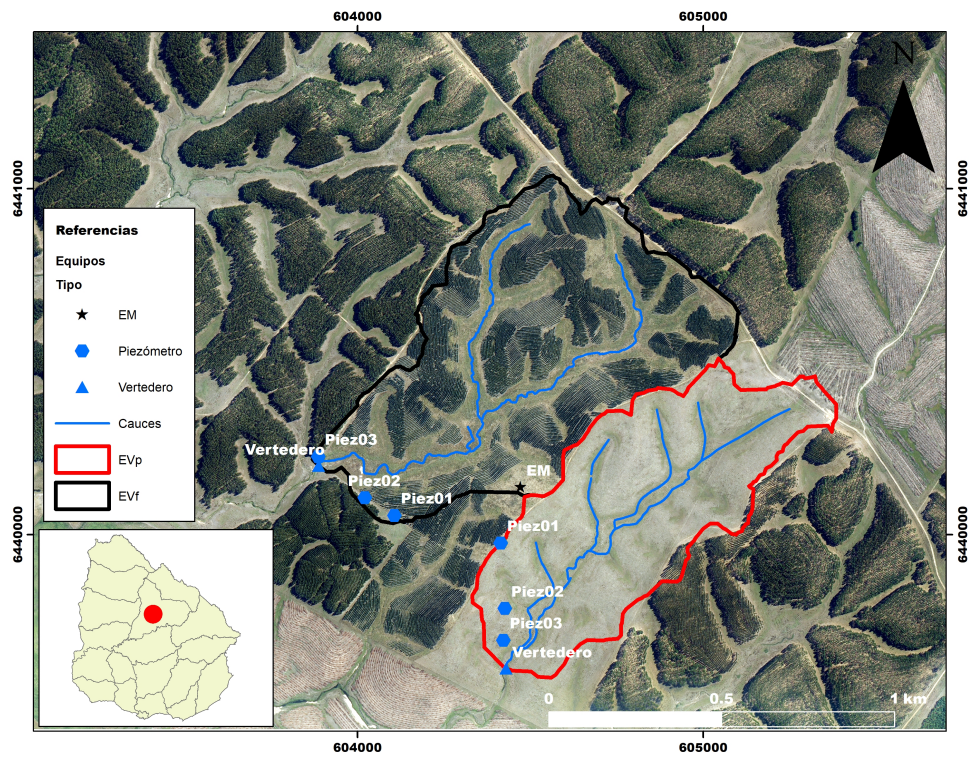


Figura 2.1.6: Ubicación de las microcuencas y de los equipos instalados en EV.

Agrocampo

Otro sitio de estudio del proyecto se encuentra en el establecimiento Agrocampo (AGf), ubicado en el departamento de Rocha a 16 km al sur de la localidad de Velázquez, con acceso en el 70.5 km de la ruta 15. En este establecimiento se instrumentó en abril del año 2019 una parcela experimental de monitoreo de redistribución de la precipitación bajo el dosel localizada en una zona con plantación de *Eucalyptus Dunii* con una densidad de 1200 árboles/ha. En el establecimiento también se cuenta con una estación meteorológica de propiedad y operada por la empresa.

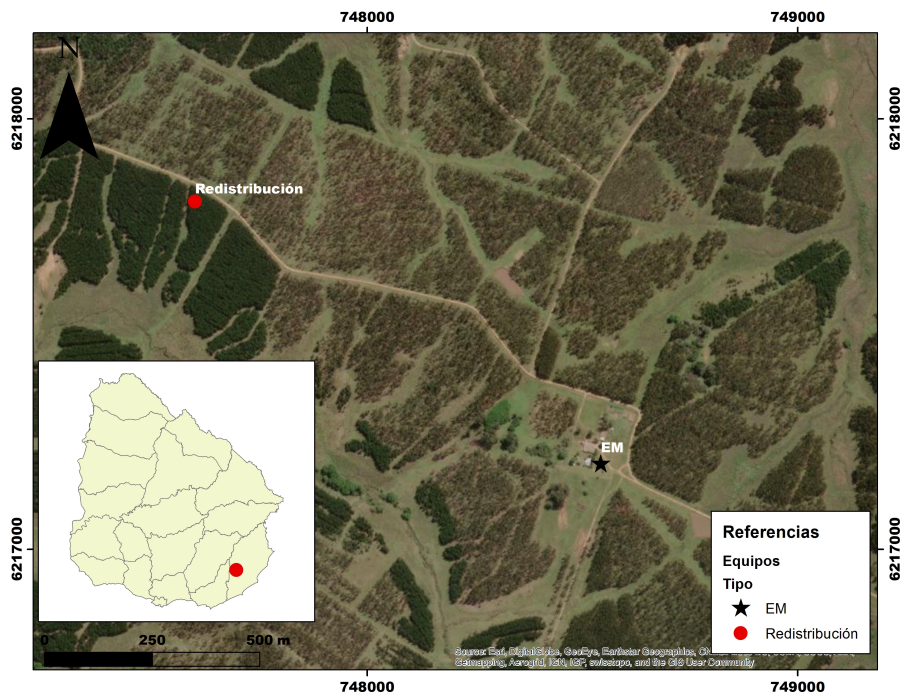


Figura 2.1.7: Ubicación de la microcuenca AGf y de los equipos de monitoreo.

Estudios Geofísicos

Con el objetivo de aumentar el conocimiento sobre el modelo físico de las microcuencas experimentales, se realizaron estudios geofísicos de tomografías de resistividad eléctrica en dos dimensiones (ERT por sus siglas en inglés) en cada una de las microcuencas (vease estudio geofísico) y a partir de los resultados obtenidos, se definió el emplazamiento de nuevos piezómetros de monitoreo en cada una de ellas.

A continuación, se resumen los resultados más importantes del relevamiento geofísico y de la realización de los piezómetros en cada sitio. También se incorporan los cortes geológicos realizados para cada microcuenca.

Don Tomás y La Cantera

La información brindada por el relevamiento geofísico y la construcción de los piezómetros muestra una alta coherencia entre sí respecto a la distribución y espesor de las formaciones geológicas existentes en ambas microcuencas.

En ambos sitios, la Fm. Mercedes es la que presenta la mayor cobertura superficial, siendo coherente con lo que indica el mapa geológico de superficie escala 1:500.000 para esta zona (Loureiro y Sánchez Bettucci 2019). Los espesores de la Fm. Mercedes varían desde aproximadamente 30 metros en la zona alta de cada microcuenca (LCp Entrada y DTf Entrada respectivamente) hasta desaparecer en las zonas cercanas a los cauces y piezómetros bajos donde aflora la Fm. Guichón. Para el caso de DTf, en el punto de cierre no se indica la presencia de afloramientos de la Fm. Guichón según Loureiro y Sánchez Bettucci 2019 aunque hay que destacar que la escala a la que está realizado ese mapa puede no permitir delinear de manera exacta en ese sitio el contacto entre diferentes formaciones.

Según Goso Aguilar y Perea Negreira 2003, la Fm. Mercedes se caracteriza por una gran diversidad

litológica. Por un lado puede estar integrada por litologías clásticas (areniscas y conglomerados) y por otro lado litologías calcáreas, ferrificadas y silicificadas. En algún caso también existen litologías pelíticas. Para el caso de la Fm. Guichón los mismos autores muestran la predominancia de litofacies arenosas respecto a las conglomerádicas y pelíticas. Aproximadamente el 90 % de las litologías correspondientes a esta unidad son areniscas finas a medias, de colores rosado grisáceo y rojizo grisáceo.

Respecto al comportamiento piezométrico del flujo subterráneo, la información relevada en los piezómetros indica que los mayores niveles se encuentran en la zona alta de las microcuencas y disminuyen hacia los cauces, pudiendo indicar la descarga del flujo subterráneo hacia los cauces, situación confirmada en el estudio hidrogeoquímico (Vease Informe Hidrogeoquímico). Para el caso de DTf, la construcción de dos piezómetros en la zona media a diferentes profundidades (DTf Medio y DTf Medio Nuevo) indica la existencia de niveles colgados producto de heterogeneidades litológicas existentes en la Fm. Mercedes.

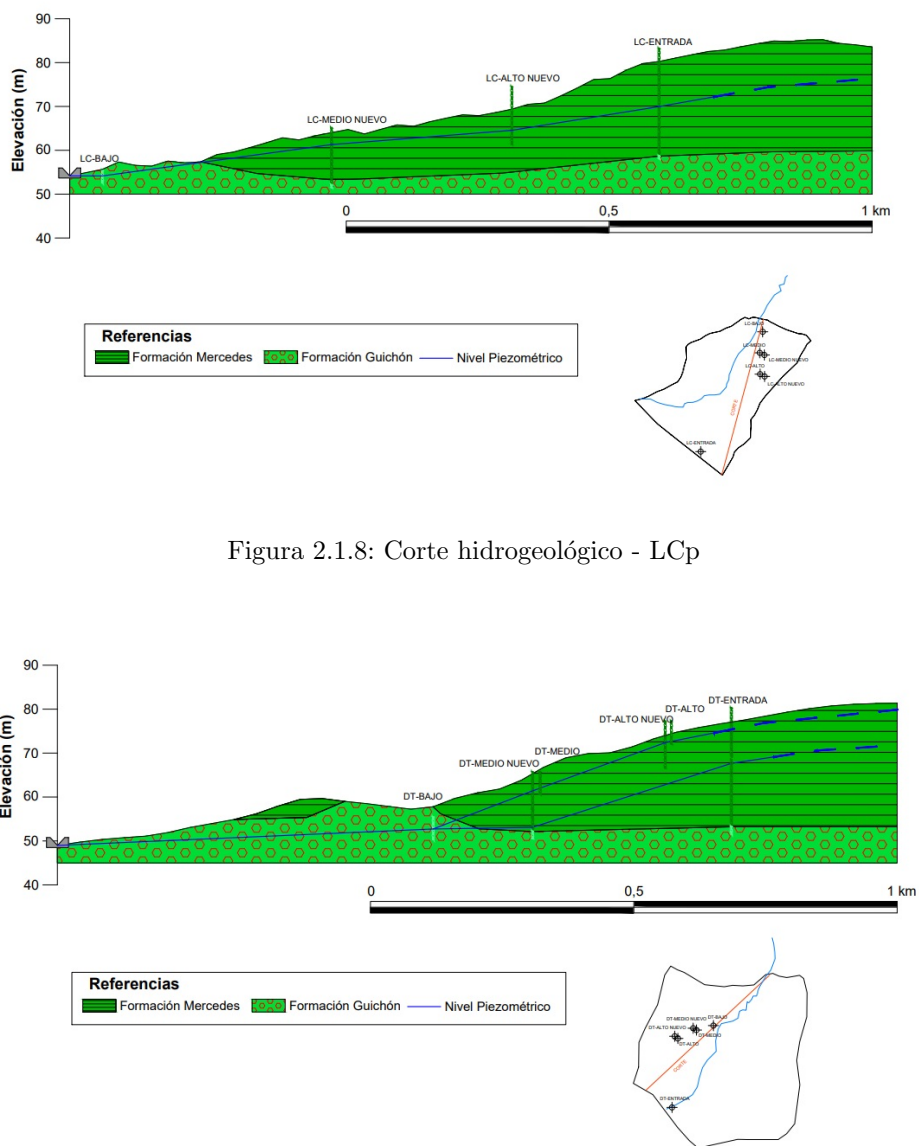


Figura 2.1.8: Corte hidrogeológico - LCp

Figura 2.1.9: Corte hidrogeológico - DTf

La Nueva Esperanza

La información brindada por el relevamiento geofísico y la construcción de los piezómetros muestra una alta coherencia entre si respecto a la distribución y espesor de las formaciones geológicas existentes en ambas microcuencas.

En ambos sitios, la Fm. Mercedes es la que presenta la mayor cobertura superficial y en profundidad, siendo coherente con lo que indica el mapa geológico de superficie para esta zona (Loureiro y Sánchez Bettucci 2019). Los espesores varían desde aproximadamente 30 metros en la zona alta de cada microcuenca (P3 y P5 Nuevo) hasta casi desaparecer en superficie en la zona cercana al punto de cierre. A Diferencia de DTf y LCp, en NE solo está presente en la Fm. Mercedes. En esta zona y particularmente en la microcuenca forestal, existe un estrato de aproximadamente 10 m de potencia de arenas y gravas dentro de la Fm. Mercedes. En la zona de Pasturas este estrato tendría un menor desarrollo espacial y su potencia también es menor.

Respecto al comportamiento piezométrico del flujo subterráneo, la información relevada en los piezómetros indica que los mayores niveles se encuentran en la zona alta de las microcuencas y disminuyen hacia los cauces, pudiendo indicar la descarga del flujo subterráneo hacia los cauces, situación confirmada en el estudio hidrogeoquímico ([Vease Informe Hidrogeoquímico](#)). Para el caso de la NEf, el aporte subterráneo al cauce es más notable respecto a la NEp, pudiendo deberse al estrato de arenas y gravas comentado previamente y que actúa de zona preferencial para flujos horizontales.

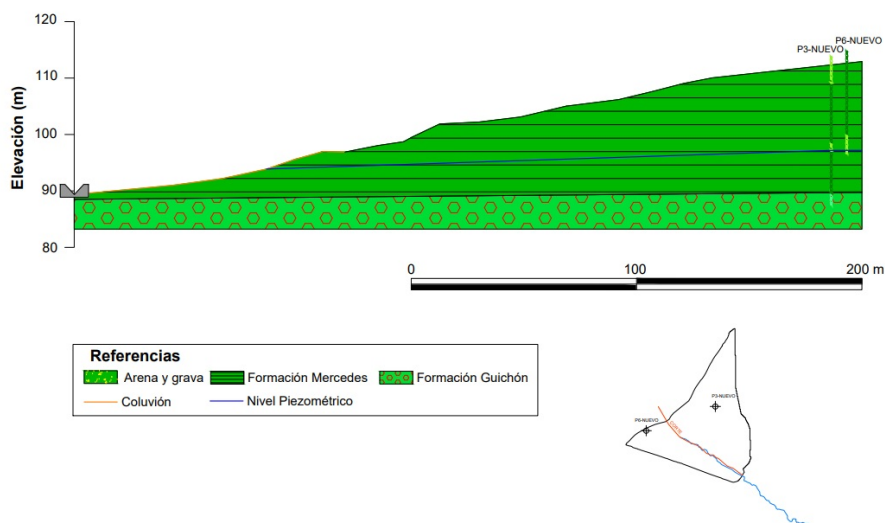


Figura 2.1.10: Corte hidrogeológico - NEp

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

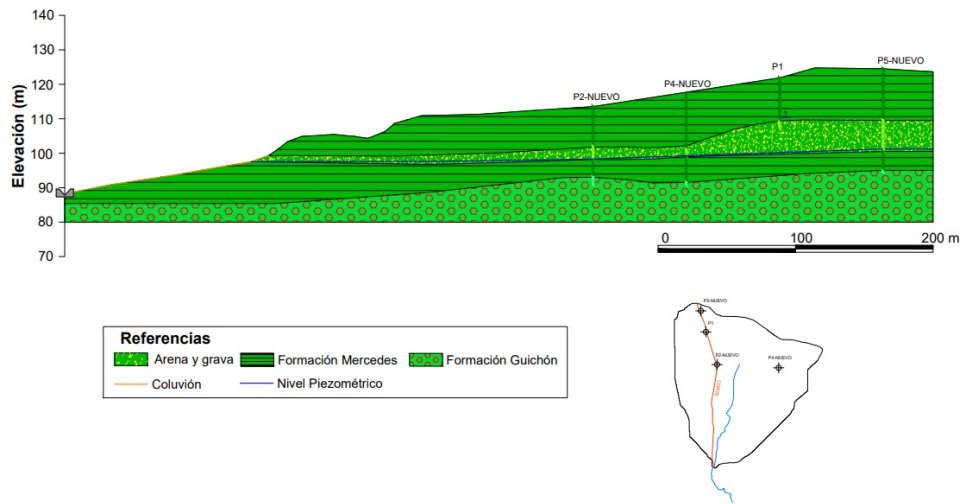


Figura 2.1.11: Corte hidrogeológico - NEF

2.1.2. Microcuencas de evaluación de calidad del agua e indicadores biológicos

Selección de arroyos para evaluar la calidad del agua y los indicadores biológicos

Con el fin de evaluar calidad de agua e indicadores biológicos se seleccionaron 30 sitios de muestreo en diferentes cursos de agua distribuidos a lo largo del país (Figura 2.1.12). La selección de los sitios se realizó en función a un gradiente de forestación determinado por el análisis de imágenes satelitales. Para ello, en cada sitio, se estimó el área de la forestación y el porcentaje que ocupa en cada microcuenca. Los sitios seleccionados abarcaron un gradiente de cobertura forestal desde 0.05 % a 96.3 % del área de la cuenca (Figura 2.1.13; Apéndice A Tabla A.2.1).

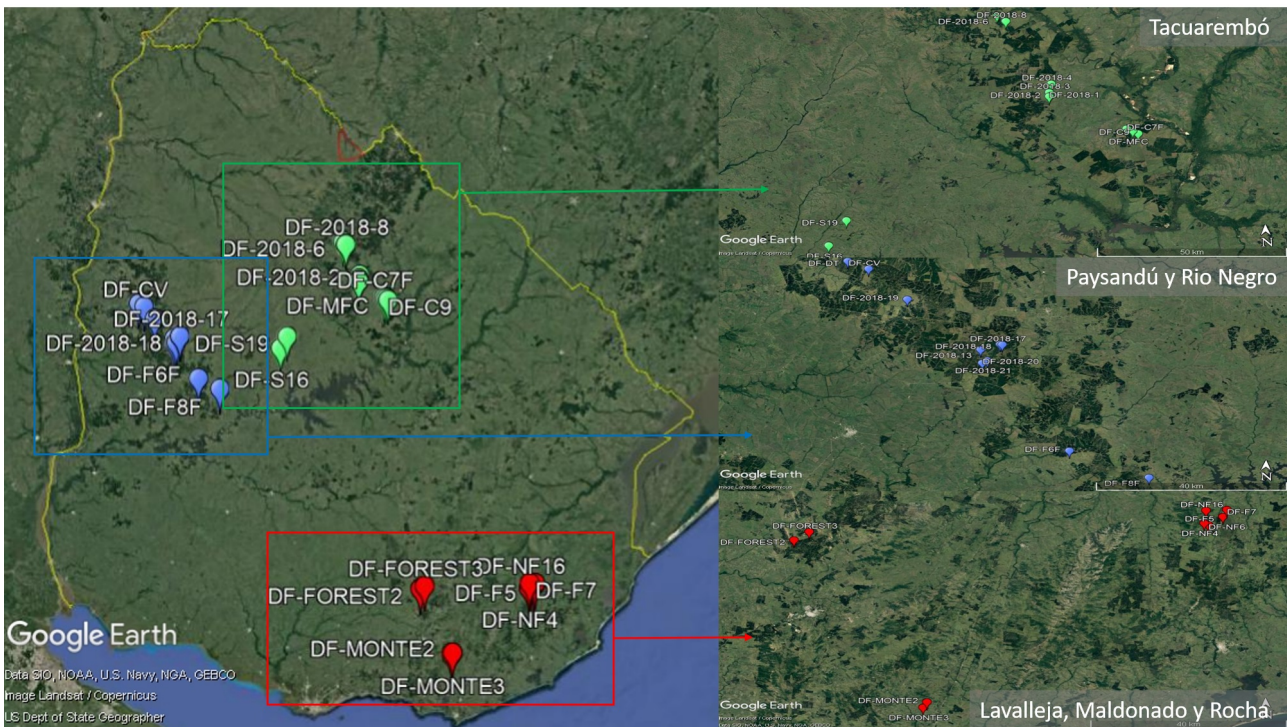


Figura 2.1.12: Ubicación de los sitios de muestreo (n=30) en microcuencas cubriendo un amplio gradiente de área forestada. Los mismos se ubicaron en tres grandes zonas de estudio: verde: Tacuarembó, azul: Paysandú-Río Negro, rojo: Lavelleja-Maldonado-Rocha.

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

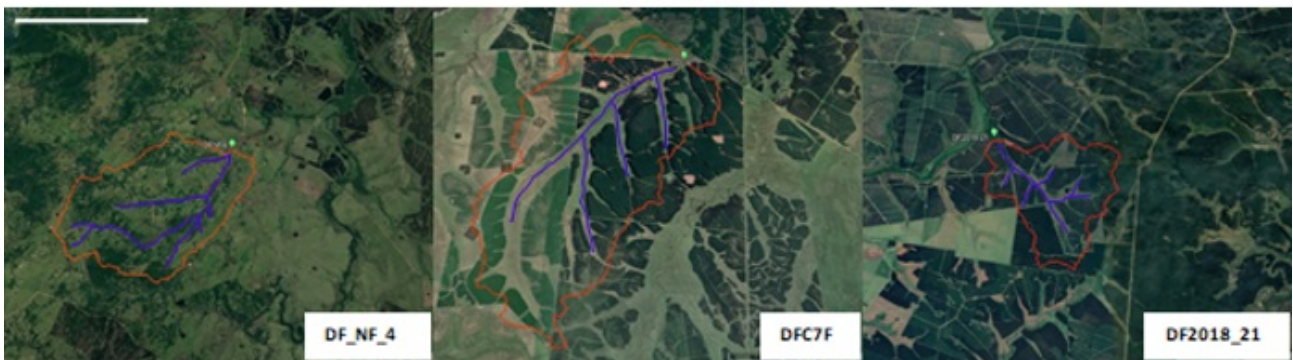
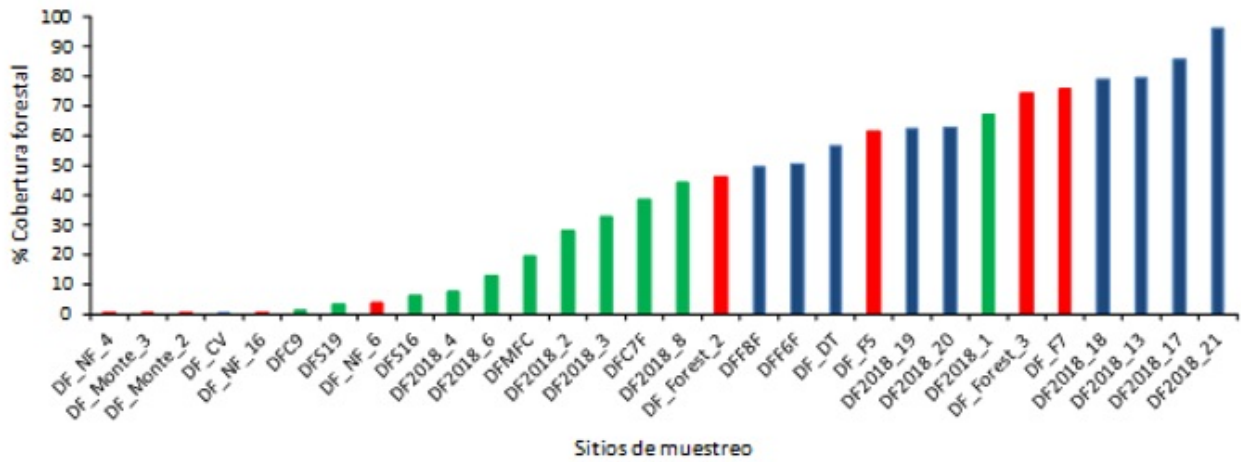


Figura 2.1.13: Gradiente de cobertura de área forestal en los sitios pertenecientes a las tres zonas: Paysandú-Río Negro (Azul: 0,30 % a 96,20 % de forestación), Tacuarembó (Verde: 1,17 % a 67,0 % de forestación) y Lavalleja-Maldonado-Rocha (Rojo: 0,04 % a 75,0 % de forestación) (Arriba). Ejemplos de tres cuencas con forestación baja (izquierda), forestación media (centro) y forestación alta (derecha). La cuenca de cada arroyo se delimita en rojo, mientras que las líneas azules corresponden a los cursos de agua. La línea blanca representa la escala de 2 km (Abajo).

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS



Figura 2.1.14: Imágenes de los sitios de muestreo. 1: DF-NF4; 2: DF-Monte 2; 3: DF-Monte 3; 4: DF-CV; 5: DF-NF6; 6: DF-C9; 7: DF-S19; 8: DF-NF16; 9: DF-S16; 10: DF-2018-4; 11: DF-2018-6; 12: DF-MFC; 13: DF-2018-2; 14: DF-2018-3; 15: DF-C7F; 16: DF-2018-8; 17: DF-Forest 2; 18: DF-F8F; 19: DF-F6F; 20: DF-DT; 21: DF-F5; 22: DF-2018-19; 23: DF-2018-20; 24: DF-2018-1; 25: DF-Forest 3; 26: DF-F7; 27: DF-2018-18; 28: DF-2018-13; 29: DF-2018-17; 30: DF-2018-21. Códigos: DF: proyecto desafío forestal, 2018: año de selección de los sitios, NF: no forestal, el resto códigos pertenecen a sitios que se han muestreado en proyectos previos.

Selección y muestreo de arroyos para evaluar la descomposición de la materia orgánica

La descomposición de la materia orgánica se estudió como un indicador de funcionamiento ecosistémico. Se trabajó en 6 sitios dentro de la cuenca del Arroyo India Muerta (Rocha) y el estudio se llevó a cabo entre los meses de junio a agosto del 2018. Con el fin de obtener cuencas similares en morfología y geología, las microcuencas seleccionadas se encuentran próximas entre sí y son menores a 10 km².

Dentro de predios de propiedad privada, se seleccionaron tres microcuencas con ganadería extensiva de vacunos y bovinos (el uso predominante en nuestro país, arroyos A, B, C; Figura 2.1.15). Por otro lado, dentro del predio perteneciente a Forestal Atlántico Sur (FAS), se seleccionaron tres arroyos con cuencas forestadas por *Eucalyptus* spp. (>50% forestación; arroyos X, Y, Z; Figura 2.1.15).



Figura 2.1.15: Área de estudio correspondiente al experimento de descomposición de la materia orgánica, departamento de Rocha, Uruguay. Se muestran delimitadas las cuencas hidrográficas asociadas a ganadería extensiva (A, B, C) y las asociadas a plantaciones forestales (X, Y, Z).

Los arroyos A, B, C, Y y Z pertenecen al conjunto de sitios seleccionados en el estudio de los indicadores biológicos de las comunidades de macroinvertebrados y peces: A = DF-NF6, B= DF-NF4, C= NF16, Y= DF- F5, Z= DF-F7.

Las especies plantadas de *Eucalyptus* en los predios forestales, son *E. dunnii*, *E. maidenii*, *E. smithii* y en menor medida *E. globulus*. Las plantaciones forestales también cuentan con presencia de ganado. La distancia entre el curso de agua y las plantaciones es mayor o igual a 20 metros.

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

2.1.3. Macrocuencas

Para el estudio se seleccionaron de la red hidrológica nacional de DINAGUA-MVOTMA, las cuencas de nivel 2 que presentan mayor evolución de la forestación con plantaciones comerciales. Se puede observar que las macrocuencas seleccionadas no coinciden exactamente con las definidas por la clasificación DINAGUA para nivel 2 debido a que en el estudio hidrológico se trabaja con la cuenca asociada al punto de cierre donde existe monitoreo de caudal, para cada caso.

En la Tabla 2.1.3 se presentan las características fisiográficas de las cuencas y en la Figura 2.1.1 se muestra la ubicación geográfica de cada una.

En relación al uso del suelo o cobertura vegetal, se utilizó como base la cartografía generada por la Dirección General Forestal del MGAP, disponible para los años 2000, 2004, 2012 y 2018, las primeras tres fueron facilitadas en el marco de este proyecto, mientras que la del año 2018 se encuentra disponible en el sitio web de la DGF (MGAP, 2019). Con base en esa información se cuantificó la evolución de la forestación en estas cuencas, tanto para las plantaciones comerciales como para el monte nativo, los resultados se presentan en la Tabla 2.1.4.

Tabla 2.1.3: Características de las cuencas y disponibilidad de datos (limitada por datos hidrométricos).

ID Cuencas	Cuenca - Cauce	Área (km ²)	Pendiente de la cuenca (%)	Longitud del cauce (km)	Pendiente del cauce (%)	Tiempo de concentración (h)	Agua Disponible Media (mm)	Período de estudio	Datos faltantes de caudal (%)
CU	Po de las Piedras - A ^o Cuñapirú	1949	9.2	165.2	0.15	42.4	146	1980-2020	12.9
BO	Borracho - Río Tacuarembó	6623	5.3	222.0	0.12	57.3	118	1975-2020	1.5
MD	Manuel Díaz- Río Tacuarembó	2249	7.7	106.2	0.56	18.2	115	1975-2020	0.8
TC	Paso Baltasar - A ^o Tres Cruces	916	14.0	79.3	0.25	19.7	117	1981-2010	10.2
DE	Po de las Piedras - A ^o Don Esteban	774	2.25	75.6	0.12	25.6	143	1982-2019	5.6
AG	Po Mellizos A ^o Grande del Norte	2182	3.4	116.9	0.14	33.5	89	1988-2019	32.9
CE	Picada de Corbo - Río Cebollatí	2898	6.4	108.5	0.19	27.9	90	1977-2019	19.3
FM	Fray Marcos - Río Santa Lucía	2753	6.1	101.1	0.31	21.8	91	1978-2019	19.3
QG	Ruta 3 - Río Queguay	7855	3.4	247.4	0.13	60.9	75	1985-2019	10.0
BE	Ruta 14 - A ^o Bequeló	1646	2.30	81.2	0.16	23.9	115	1986-2019	12.3
QA	Andrés Perez - Río Queguay	3270	3.58	150.6	0.19	36.1	65	1987-2018	41.9

Tabla 2.1.4: Evolución del LULC en las cuencas (% del área total) durante el período 2000-2018 FORP: bosque plantado, FORN: bosque nativo, GRAS: campo natural, AGRI: agricultura.

Año	2000				2004		2012		2018				
	Cuenca ID	FORP	FORN	GRAS	AGRI	FORP	FORN	FORP	FORN	FORP	FORN	GRAS	AGRI
CU		11.9	7	75.9	3	37.9	7	38.1	6.3	42	5.6	47.7	0.9
BO		7.1	10.6	76.3	2.6	18.9	10.6	18.9	10.3	32.1	8.6	53.9	1.7
MD		9.5	18	71.4	0.4	18.6	17.9	17.8	17.8	19.6	15.7	61.8	0.1
TC		5.3	17.8	76.4	0	18.7	17.9	16.5	17.8	18.5	14.7	63.5	0.1
DE		13.4	2.5	41.9	41.7	17.1	2.9	18.8	1.6	15.7	2	39.3	41.9
AG		4	2.5	78.2	14.8	5.2	3.2	10.7	2.2	14.1	2.4	66.5	16.8
CE		1.2	6	91.9	0.7	7.5	6.8	4.5	8.9	9.3	6.2	83.3	0.7
FM		2.9	1.7	86.1	8	6.6	2	5.4	5.2	8.8	4.5	67.3	16.4
QG		2.2	4	83.3	9.7	4.9	4.6	7.3	4.1	7.8	4.2	78.6	8.8
BE		3.6	2.1	50.6	43.2	6.4	2.1	8.1	1.5	7.6	1.9	43.3	46.7
QA		0.2	1.6	96.5	1.4	0.5	1.8	0.4	1.8	1.4	1.6	94.5	2.1

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

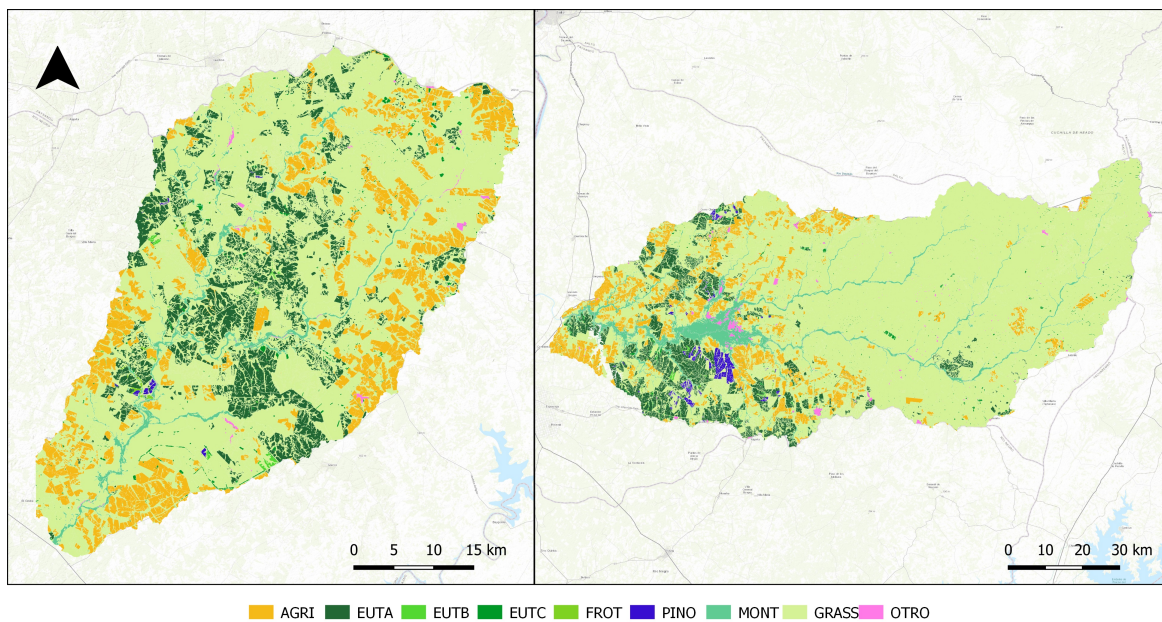


Figura 2.1.16: Usos de suelo en el año 2018 para la cuenca del arroyo Grande (izquierda) y río Queguay (derecha).

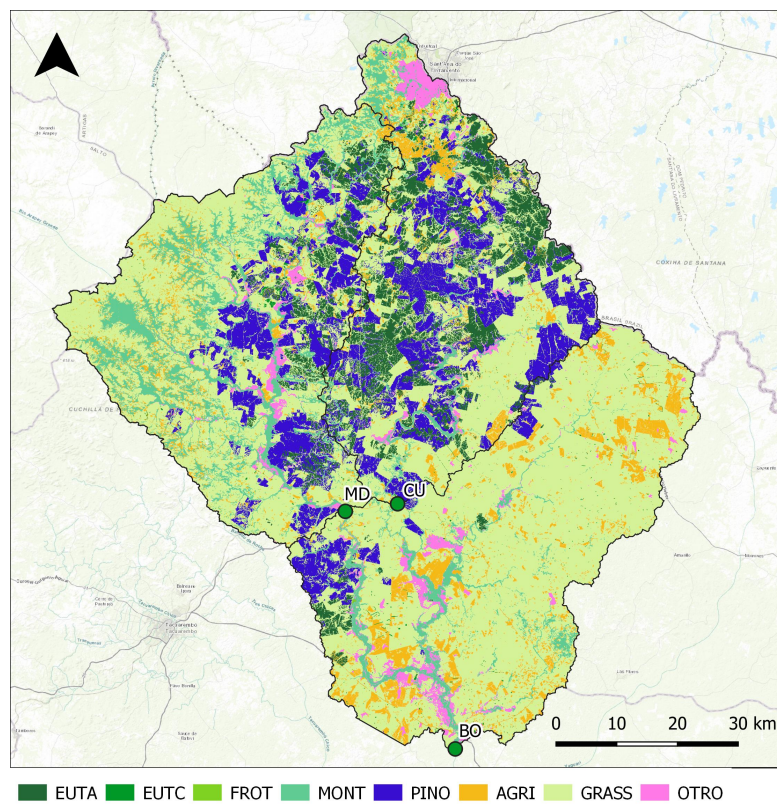


Figura 2.1.17: Usos de suelo en el año 2018 para las cuencas de Cuñapirú, Manuel Díaz y Borracho.

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

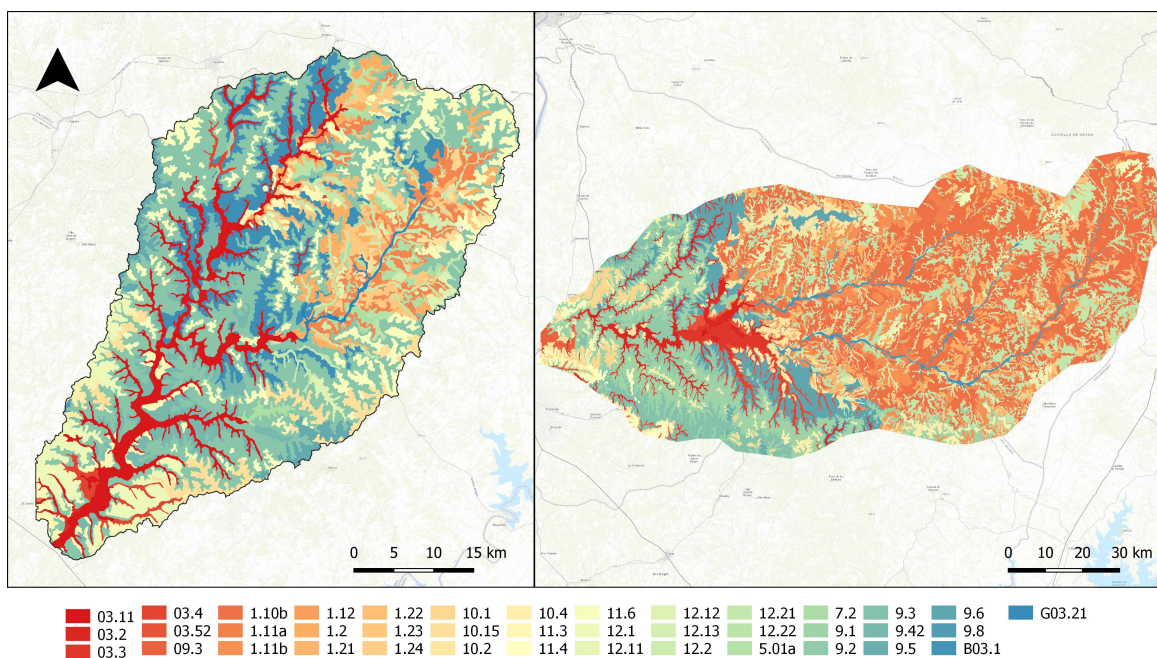


Figura 2.1.18: Clasificación CONEAT de tipos de suelo para la cuenca del arroyo Grande (izquierda) y río Queguay (derecha).

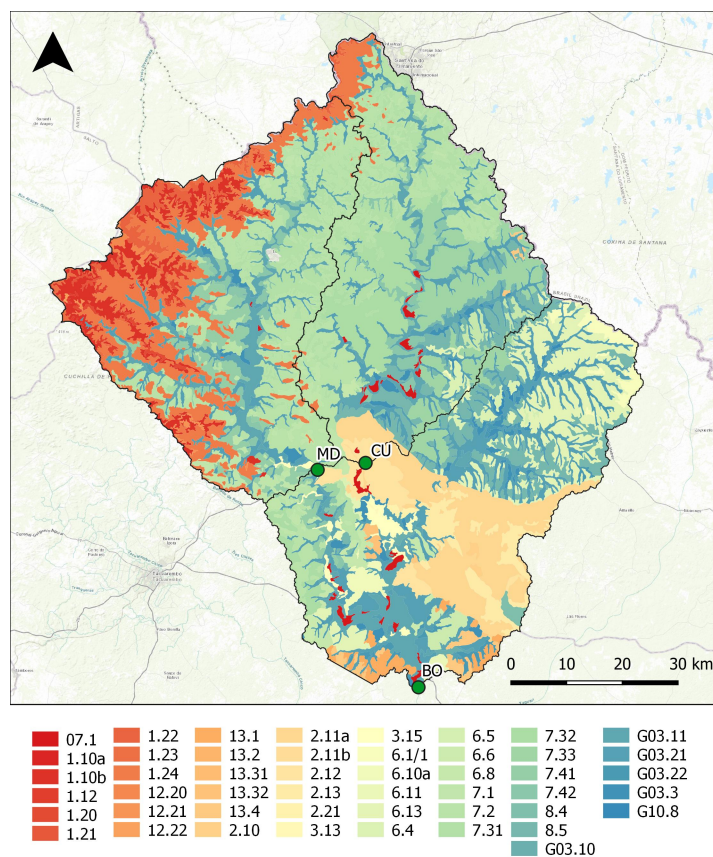


Figura 2.1.19: Clasificación CONEAT de tipos de suelo para las cuencas de Cuñapirú, Manuel Díaz y Borracho.

2.2. Base de datos Hidrológica

2.2.1. Microcuencas

Mensualmente se realiza una visita a campo para llevar un control y mantenimiento constante de los equipos de monitoreo. Se implementó el uso de bitácoras para llevar a cabo un registro de cada salida. Esto es fundamental para un posterior análisis de los datos.

La base de datos crudos está conformada por múltiples archivos de tipo csv o txt correspondientes al período de tiempo entre descarga de los datos en campo. El formato de cada archivo y su procesamiento difiere entre cada equipo de medición. El procesamiento de estos archivos se realizó mediante la programación de scripts y funciones específicas en código Matlab con lo que se logró automatizar los procedimientos rutinarios de transformación a partir de los archivos crudos de los equipos de monitoreo, facilitando la carga de los datos en series temporales continuas, la consulta y procesamiento de los mismos, así como el análisis de calidad. Estas series temporales consistidas se almacenan en planillas excel que luego pueden ser transformadas a los formatos particulares para procesamientos posteriores.

Una vez procesados los datos brutos de cada salida, se hace un estudio de la calidad de los mismos. Se define la calidad de los datos en función de la codificación de la Tabla 2.2.1. Los datos faltantes e inconsistentes requieren de un análisis posterior.

Tabla 2.2.1: Codificación de los datos brutos.

Calidad de los datos	Codificación
Dato correcto	1
Dato faltante	2
Dato inconsistente	3

Aunque hay particularidades en cada sitio, en general las variables hidrológicas monitoreadas son: precipitación, variables meteorológicas para el cálculo de la evapotranspiración, caudales en cada punto de cierre de las microcuencas, contenido de agua en el suelo, piezometría y redistribución de la precipitación incidente bajo el dosel forestal.

En las Figuras A.1.1, A.1.2, A.1.3, A.1.4 y A.1.5 del Apéndice A se muestran la disponibilidad de información en cada sitio de monitoreo para cada variable. Los datos de precipitación y de evapotranspiración clasificados como faltantes e inconsistentes fueron completados o sustituidos con información proveniente de estaciones cercanas al sitio. En el caso de los caudales los datos faltantes e inconsistentes fueron completados mediante la simulación de las series temporales con un modelo hidrológico calibrado y validado en cada microcuenca (Capítulo 4).

Precipitación y variables meteorológicas

La precipitación incidente sobre cada microcuenca es monitoreada de forma continua mediante un pluviógrafo digital o eventualmente mediante una estación pluviométrica. Para el cálculo de la evapotranspiración potencial (ETP), fue necesario llevar a cabo un monitoreo de velocidad y dirección del viento, humedad relativa, temperatura, presión atmosférica y registros de heliofanía (horas de brillo solar) transformables en radiación neta utilizando la metodología descrita en la publicación No. 56 de FAO (Allen et al. 1998).

Los datos de humedad y radiación solar medidos en las microcuencas DTf, LCp y NE presentaron

insistencia con respecto a los datos observados en las estaciones de INIA cercanas a la zona. Por esta razón se decidió utilizar el dato interpolado de heliofanía entra las estaciones de INIA-Salto e INIA-Treinta y Tres y las microcuencas de estudio. El dato de humedad fue completado con los datos de la estación INIA-Salto.

Debido a la inconsistencia de los datos de la estación meteorológica ubicada en la microcuenca El Viraró, se decidió utilizar para el balance hídrico el dato directo de ETP proveniente de la estación INIA-Tacuarembó.

El monitoreo en las microcuencas Don Tomás (DTf) y La Cantera (LCp) comenzó en el año 2006. En ambas microcuencas se instalaron estaciones pluviométricas ($Pluv_{DTf}$ y $Pluv_{LCp}$) y en DTf se instaló a su vez una estación meteorológica EM_{DTf} (Figura 2.2.1a). El monitoreo en La Nueva Esperanza comenzó en el año 2007 y se instaló una estación meteorológica EM_{NE} (Figura 2.2.1b).



(a) DTf

(b) La NE

Figura 2.2.1: Estaciones meteorológicas.

Los datos faltantes e inconsistentes de precipitación fueron completados con datos provenientes de estaciones pluviométricas cercanas a cada microcuenca. En el caso de LCp y DTf, debido a la cercanía entre ambas, se estudió la correlación entre ambos pluviómetros ($Pluv_{LCp}$ y $Pluv_{DTf}$) y entre los pluviómetros y EM_{DTf} . Para el período comprendido entre 2006 y 2010, dado que aún no se tenía instalada la estación meteorológica en DTf, fue necesario recurrir a otra estación cercana. Se estudió la correlación entre ambos pluviómetros y la estación Piedras Coloradas (PC) de INUMET. Los gráficos de correlación se presentan en las Figuras A.1.6, A.1.7 y A.1.8 del Apéndice A. En la NE se estudió la correlación entre EM_{NE} y los pluviómetros de UTE: Mellizos y Paso de la Cruz. Los gráficos de correlación se presentan en las Figuras A.1.9 y A.1.10.

En todos los casos se obtuvieron correlaciones aceptables con una relación de 1:1. Por esta razón,

los datos faltantes e inconsistentes fueron completados directamente con el dato de la estación más cercana al sitio.

La estación meteorológica ubicada en la microcuenca El Viraró presentó datos inconsistentes con respecto a lo observado en la serie de caudales (ver Figura A.1.12 del Apéndice A). Por esta razón, estos datos no fueron utilizados para el balance hídrico. La serie de precipitación utilizada se obtuvo a partir del método de inverso distancia al cuadrado, considerando la estación INIA-Tacurembó, ubicada a 50 km del establecimiento El Viraró y las estaciones Paso Hondo, Clara y Curtina perteneciente a UTE. Esta nueva serie de precipitación presentó mejores correlaciones con respecto a los datos de caudal observados (ver Figuras A.1.12 y A.1.13 del Apéndice A).

Los datos de la estación meteorológica de Agrocampo presentó inconsistencia respecto al registro de precipitación directa y respecto al registro del pluviómetro de INUMET de Velazquez. Para el análisis de redistribución se decidió utilizar directamente el dato de precipitación de INUMET.

En la Tabla A.1.1 del Apéndice A se resumen los resultados obtenidos de las correlaciones para cada microcuenca de estudio.

Escurrimiento

El escurrimiento constituye la respuesta de una cuenca frente a la ocurrencia de precipitaciones. La geomorfología de la cuenca, el tipo, uso y cobertura del suelo, el tipo y forma de la precipitación, así como la evapotranspiración que ocurren en la cuenca, son los factores que gobiernan principalmente la magnitud y evolución temporal del escurrimiento.

En contraposición a la variable precipitación, el escurrimiento generado en una cuenca, no puede ser medido de forma directa. Para esto fue necesario la construcción de un vertedero tipo en el cierre de cada microcuenca y se registró de forma automática el nivel aguas arriba del vertedero. El escurrimiento se estimó utilizando la ecuación conocida que relaciona el nivel aguas arriba del vertedero con el caudal circulante por esta estructura. A estas estructuras se les incorporó una regla manual que permitió llevar un registro del nivel medido en cada salida al momento de la descarga de los datos. Esto fue fundamental para verificar el funcionamiento de los sensores y en caso de ser necesario, corregir el nivel observado en base al nivel medido en campo.

Se comenzó a monitorear escurrimiento en las microcuencas DTf y LCp a partir del año 2006. En DTf se construyeron dos vertederos, uno está ubicado en el punto de cierre de la cuenca y el otro a unos metros aguas arriba de este. Para el balance hídrico se consideró la serie de datos del vertedero ubicado en el punto de cierre de la cuenca. Los datos faltantes e inconsistentes fueron completados mediante el dato del vertedero aguas arriba o mediante el modelo hidrológico (ver Capítulo 4). A fines del 2017 se presentaron inconvenientes en el funcionamiento del vertedero ubicado en LCp. Dado que los datos medidos desde esa fecha hasta la actualidad no son confiables, se decidió completar la serie utilizando el modelo hidrológico.

En las microcuencas NE y EV, tanto en pastura como en forestal, se comenzó a monitorear los caudales escurridos a partir del año 2008 y 2011 respectivamente.

En las Figuras 2.2.2a, 2.2.2b y 2.2.2c se muestran a modo de ejemplo algunos de los vertederos construidos en las microcuencas.



(a) Desde aguas abajo - DTf



(b) EV



(c) Desde aguas abajo - NE

Figura 2.2.2: Vertederos instalados en las microcuencas.

Intercepción

La estimación de la intercepción del dosel forestal, por diferencia entre las componentes de la redistribución de la precipitación, requiere medidas de la precipitación total incidente, así como la implementación de medidas de precipitación directa y escurrimiento fustal.

La precipitación directa es recogida en una canaleta de acero galvanizado (Figura 2.2.3a), de sección parabólica, de 15 cm de ancho y 30 a 35 m de longitud y está colocada en el sentido de la pendiente natural del terreno y dispuesta en diagonal entre dos filas de árboles, de forma que en su recorrido cubra tanto las zonas de entrefila como las cercanas a los troncos, asegurando así la representatividad de los registros para un ecosistema o estructura del dosel heterogénea. Para el registro del volumen recogido por la canaleta, se utilizaron sensores de volumen de tipo cangilones (Figura 2.2.3b) y registradores electrónicos independientes, esto permitió ubicar ambos receptores en zonas diferentes, obteniendo datos individualizados.

El escurrimiento de cada fuste se recoge mediante collarines de goma (Figura 2.2.3c). El registro del volumen recogido por los collarines, es conducido mediante caños de PVC hacia un sensor de volumen de tipo cangilón (Figura 2.2.3d).

El registrador electrónico almacena en un solo archivo del tipo txt qué sensor marcó un pulso (con día y hora del evento). El dato medido corresponde al volumen del cangilón. Este dato se corrige en función del área de aporte. En directa el área de aporte corresponde al área de la canaleta de recolección y en fustal al área que abarcan los árboles considerados dentro de la parcela. En la Tabla 2.2.2 se presentan las áreas consideradas para cada microcuenca.

Tabla 2.2.2: Área de aporte de la precipitación directa y fustal.

Microcuenca	Área canaleta (m ²)	Área dosel (m ²)
DTf	4.56	40.0
NEf	4.48	47.4
AGf	4.37	72.6



(a) Canaleta para recolección de precipitación directa.

(b) Sensor tipo cangilón.



(c) Collarín para recolección del escurrimiento fustal.

(d) Recolección del escurrimiento fustal.

Figura 2.2.3: Instrumentos instalados en redistribución.

Agua en el suelo

La evaluación del agua en el suelo y sus variaciones en la zona no saturada se efectuaron a partir de mediciones por método de termalización de neutrones. La sonda de neutrones es una de las metodologías más empleadas en este tipo de estudios, puesto que permite tomar un gran número de datos en forma rápida y saber en forma inmediata el contenido de humedad del suelo para los distintos puntos de estudio. Esta metodología permite la medición no destructiva del contenido del agua del suelo en el campo. Presenta como ventaja la posibilidad de mediciones rápidas y periódicamente repetidas en la misma ubicación y profundidad del suelo, pero tiene como desventaja el riesgo de contaminación radiactiva y que las medidas obtenidas no son continuas en el tiempo.

Por esta razón es que en las microcuencas DTf, LCp y NE se decidió instrumentar en cada parcela sensores de monitoreo continuo. Se colocaron cinco sensores a diferentes profundidades (Figura 2.2.4b) con el objetivo de representar de mejor forma las variaciones temporales y espaciales del contenido de humedad. Dado que las áreas de estudio son pequeñas, la variabilidad de los suelos no es significativa

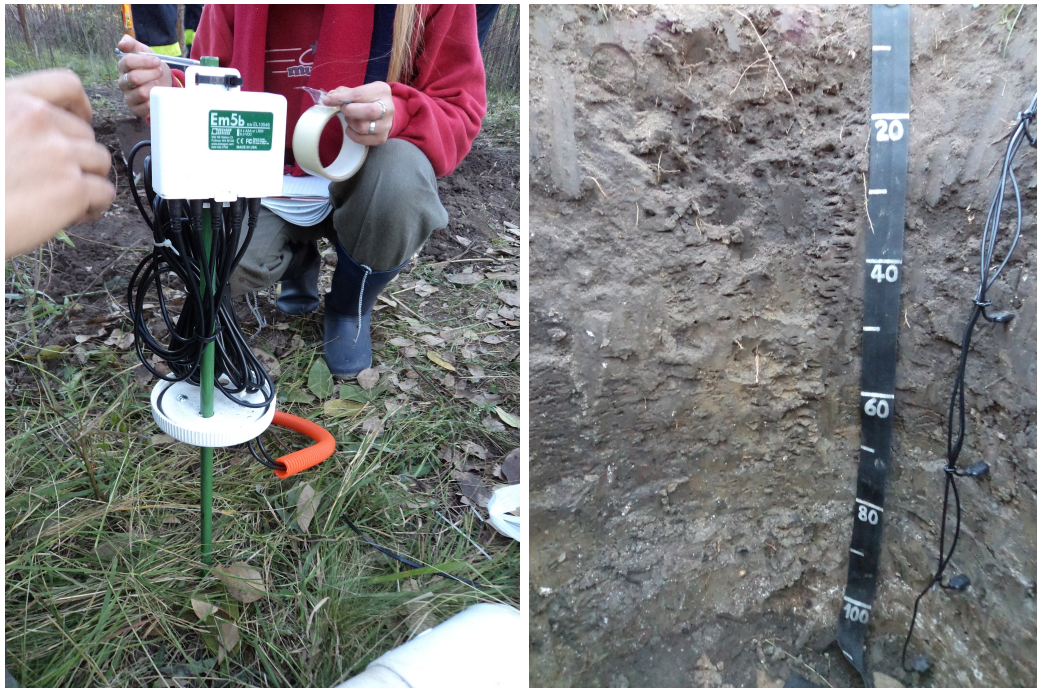
CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

por lo que se implementaron de 2 a 3 conjunto de sensores por microcuenca. En la Tabla 2.2.3 se presentan los sitios de humedad en cada microcuenca y las profundidades a las que fueron colocados los distintos sensores.

Tabla 2.2.3: Sitios de humedad.

Ubicación	$X_{utm\ 21S}$	$Y_{utm\ 21S}$	Profundidad total	Profundidad de los sensores
La Nueva Esperanza				
Entre pozo 2 y 4 (PH1)	485797	6403935	1.00 m	20 - 40 - 60 - 80 - 100 cm
Junto al pozo 3 (PH2)	485430	6403756	0.50 m	10 - 20 - 30 - 40 - 50 cm
Entre pozo 2 y 3 (PH3)	485578	6403855	0.59 m	15 - 25 - 37 - 47 - 59 cm
Don Tomás				
Entre Fila (PH7)	438657	6430851	0.60 m	20 - 0 - 40 - 0 - 60 cm
Fila (PH6)	438657	6430851	1.00 m	20 - 40 - 60 - 80 - 100 cm
La Cantera				
Pluviógrafo (PH8)	443109	6428006	1.00 m	20 - 40 - 60 - 80 - 100 cm
Entrada (PH9)	442793	6427613	1.00 m	20 - 40 - 60 - 80 - 100 cm

Los valores obtenidos por cada sensor, para cada una de las profundidades establecidas, son almacenados en un registrador (Figura 2.2.4a). Actualmente este registro se realiza cada 6 horas. Estos sensores determinan el contenido volumétrico de agua (VWC) a partir de la constante dieléctrica del medio usando tecnología de dominio de capacitancia/frecuencia.



(a) Ejemplo del registrador.

(b) Colocación de los sensores a distintas profundidades en un perfil de suelo.

Figura 2.2.4: Instrumentos instalados en parcelas de humedad.

Los valores absolutos de humedad medidos en base base a la calibración de fábrica de los sensores para suelos de textura similar a las microcuencas, se encontraban por encima de las estimaciones de

capacidad de campo para los suelos caracterizados realizados en el marco de este proyecto por FAGRO y que se detallan en el Apéndice D. Por esta razón se decidió implementar una calibración local de los sensores (García 2021) que permitiera la integración de la información registrada al balance hídrico. A partir del dato bruto corregido mediante la calibración, se determinó el contenido de humedad en el perfil del suelo y a nivel de cuenca. El dato del día utilizado en el balance hídrico corresponde al dato de las 00 hs del día siguiente.

En las Figuras A.1.14 y A.1.15 del Apéndice A se presentan las series de humedad diarias para cada parcela ubicada en la microcuenca LCp. Ambas parcelas se encuentran ubicadas en diferentes unidades de suelo. PH8 se ubica en la unidad de suelo IAp(L)K (Brunosol Subéutrico Típico) y PH9 en Esc- K (Argisol Dístico Melánico).

En la Figura A.1.16 del Apéndice A se presentan las series de humedad diarias para cada parcela ubicada en la microcuenca DTf. Ambas parcelas se encuentran ubicadas en la misma unidad de suelo (Lck: Brunosol Subéutrico Típico).

En la Figura A.1.17 del Apéndice A se presentan las series de humedad diarias para las 3 parcelas ubicadas en la microcuenca NE. Estas se encuentran ubicadas en la misma unidad de suelo (Unidad M1: Brunosol Distrito Lúvico).

Información satelital - MODIS

Se seleccionaron dos productos satelitales para la obtención de información independiente, complementaria a la base de datos propia del proyecto. Dichos productos forman parte de los generados por el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) que se encuentra a bordo de los satélites Terra y Aqua que forman parte de la misión, Earth Observing System, de la NASA.

Evapotranspiración: MODIS16A2 estima la evapotranspiración desde la superficie terrestre mediante el uso de datos de teledetección satelital. Proporciona estimaciones de evapotranspiración real y potencial con una resolución espacio-temporal de 500 metros y 8 días, disponibles desde el año 2001.

Índice de área foliar: MCD15A2H es el producto que combina la fracción de radiación fotosintéticamente activa (FPAR) y el índice de área foliar (LAI), en un conjunto de datos de 4 días con un tamaño de píxel de 500 metros.

Esta base de datos espacial fue recortada utilizando la herramienta Google Earth Engine, a los límites de las microcuencas para obtener series de datos comparables con las que se estiman por balance hídrico y por la implementación de los diferentes modelos. En la Figura 2.2.5 se observan a modo de ejemplo las series temporales de IAF para el período 2006-2021, con las fechas de plantación/cosecha/ y replantación destacadas. Se observa como la variación de este índice responde acorde a los eventos de manejo, si bien se observan variaciones extremas en los datos que probablemente se deban a mala calidad de la información (nubosidad, niebla, problemas de los sensores). En DTf se observan variaciones de entre 1 y 3.5 para el período de la primera plantación, descenso en el momento de cosecha y durante los primeros 2 años de la nueva plantación y finalmente un aumento del índice para la nueva plantación variando entre 1.5 y 4.5 consistente con un cambio de especie y mayor densidad de plantación. Para el período de campo natural en NEf el índice se ubica entre 0.5 y 2, aumentando luego de la plantación a valores entre 1 y 3.5.

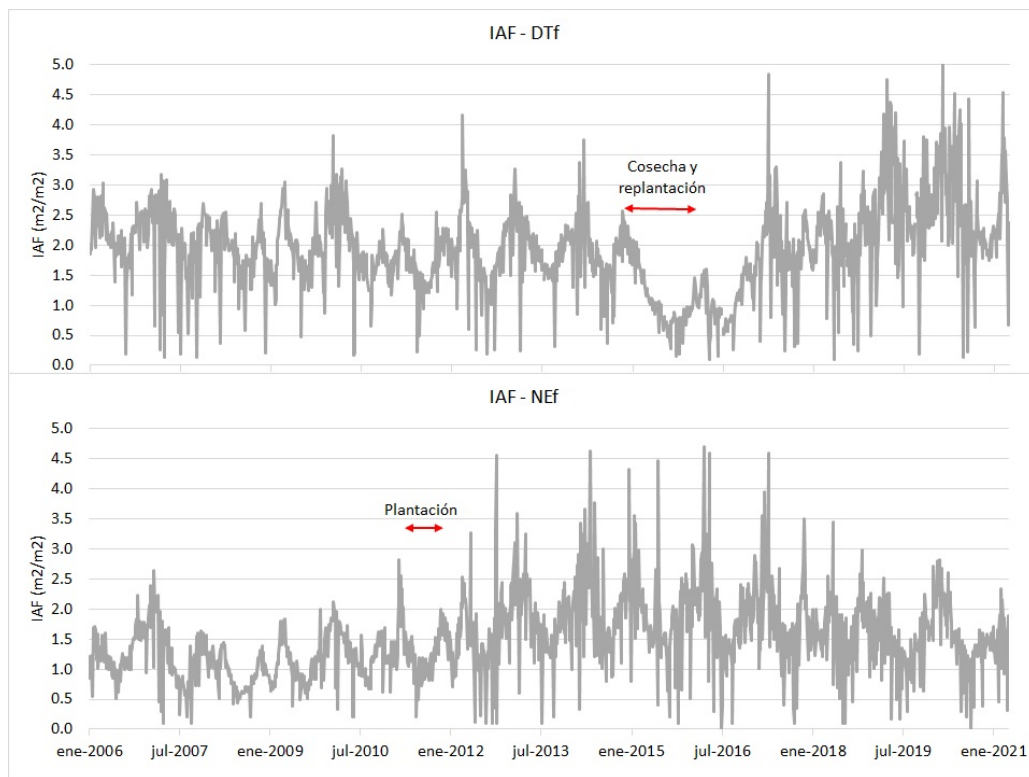


Figura 2.2.5: Índice de Área Foliar estimado por MODIS, para las microcuencas forestadas DTf y NEf

2.2.2. Macrocuencas

Para la creación de la base de datos de las macrocuencas se dispuso de la información de las redes nacionales oficiales. La información de precipitación diaria utilizada de base fue solicitada a INUMET, mientras que la correspondiente a las cuencas que forman parte de la cuenca del Río Negro fue obtenida del sitio web de UTEi s.f. Para construir las serie de precipitación diaria de cada macrocuenca, se utilizaron las siguientes estaciones: 1147, 1195, 1220, 1224, 1279, 1300, 1301, 1308, 1312, 1338, 1339, 1374, 1379, 1405, 1440, 1444, 1454, 1484, 1523, 1526, 1528, 1558, 1572, 1613 y 1657. El detalle de los pluviómetros utilizados para el cálculo de la precipitación media areal de cada macrocuenca (utilizando polígonos de Thiessen), es el siguiente: Zona Norte: 1147, 1195, 1220, 1224, 1279, 1300, 1301, 1308, 1312, 1338, 1339, 1374, 1379, 1405, 1440, 1444, 1454, 1484, 1523, 1526, 1528, 1558, 1572, 1613 y 1657. Zona Litoral: 1370, 1403, 1440, 1501, 1558, 1680, 1683, 1768, 1771, 1774, 1817, 1856, 1909, 1951, 2052, 2053, 2145, 2148, 14771, 22892, 23371. Zona Sur-Este: 2452, 2543, 2549, 2588, 2683, 2715, 2826, 2498A, 2632A, 2759B, 2315, 2357, 2452, 2457, 2596, 2634, 2680, 2266A.

La información de evapotranspiración potencial (ETP) fue obtenida y descargada del sitio web de INIA s.f. Dicha información fue interpolada espacialmente al baricentro de cada cuenca (mediante IDW) para obtener la serie temporal a utilizar en la modelación hidrológica que se presenta más adelante. Los caudales observados en cada estación de aforo se solicitaron a la DINAGUA-MVOTMA. La frecuencia de monitoreo en cada estación ha ido variando en el tiempo. En la década de 1970 o 1980 con 3 observaciones diarias y posteriormente, durante la década del 2000 muchas de las estaciones fueron automatizadas y los registros pasaron a tener frecuencia horaria o incluso de media hora. Dicha información al igual que la de precipitación fue procesada para la obtención de las series de escorrentía diaria y los acumulados mensuales, estacionales y anuales.

2.3. Base de datos de calidad de agua y organismos

Esta base de datos fue recopilada con el objetivo de evaluar la condición ecológica de los ecosistemas acuáticos en un gradiente de cobertura forestal. Los resultados del análisis se presentan en la Sección 3.3.

Calidad de agua

En los 30 sitios seleccionados, se midieron diferentes parámetros físico-químicos del agua en invierno y verano: concentración de oxígeno disuelto (OD, mg.L^{-1}), concentración de sólidos totales disueltos (STD, mg.L^{-1}), conductividad específica (K, $\mu\text{S cm}^{-1}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y pH. También se tomaron muestras de agua para el análisis en el laboratorio de las concentraciones en agua de nitrógeno total y nitrógeno total disuelto (NT, NTD, $\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato (NO_3 ; $\mu\text{g.L}^{-1}$), amonio (NH_4 ; $\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo total y fósforo total disuelto (PT, PTD, $\mu\text{g.L}^{-1}$) y fosfato (PO_4 ; $\mu\text{g.L}^{-1}$) (Tabla A.2.1 del Apéndice A; Valderrama 1981; Müller & Weidemann 1955). Se tuvo en cuenta los estándares nacionales de calidad de agua según el Decreto 253/79 del código de aguas para la clase 3 (aguas destinadas a la preservación de los peces en general y de otros integrantes de la flora y la fauna hídrica) para comparar los valores encontrados en los cursos de agua (Alvareda et al. 2020).

Comunidad de macroinvertebrados

Para la colecta de macroinvertebrados de los sedimentos de los arroyos, se empleó una red Surber de 50 cm largo* 25 cm ancho * 50 cm alto (3 réplicas por sitio en invierno y en veranos, n total= 180 muestras). La red se colocó en sentido contrario a la corriente, para la remoción y colecta de los organismos macroinvertebrados. Los macroinvertebrados colectados fueron preservados en etanol al 70 % y trasladados al laboratorio para realizar la identificación taxonómica y conteo.

Se seleccionaron distintas métricas de la comunidad de macroinvertebrados comúnmente utilizadas como bioindicadores para evaluar posibles efectos de un determinado uso del suelo, en este caso, la cobertura forestal. Entre ellas, se seleccionó la proporción de familias sensibles y tolerantes, las cuales se obtienen de la bibliografía en base a su tolerancia o sensibilidad a la contaminación (Tabla A.2.2, Tabla A.2.3 y Tabla A.2.4 del Apéndice A; Chalar et al. 2011; Castro et al. 2020). También se utilizaron algunos grupos específicos que son comúnmente utilizados en la evaluación de la condición ecológica de los sistemas acuáticos, como el índice EPT/Chironomidae (proporción de taxones pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera “moscas de mayo”, Plecoptera “moscas de las piedras”, Trichoptera “frigáneas” vs. Chironomidae “mosquitos”) (Springer et al. 2007; Asueta et al. 2019). Los valores de este índice iguales o cercanos a 1 indican una buena condición ecológica del sistema ya que hay una mayor proporción de los grupos sensibles (EPT), mientras que valores por debajo de 0.5, indican una mala condición debido al aumento de los Chironomidae, que son organismos indicadores de mala o muy mala condición ecológica (Segnini 2003).

También se utilizaron otros grupos indicadores de calidad ambiental como los Oligochaeta y Zygoptera (Brand y Miserendino 2015; Calvão et al. 2016). Además, se incorporó el análisis de los diferentes grupos funcionales de macroinvertebrados (Tabla A.2.2 del Apéndice A), que son componentes fundamentales de la estructura trófica y por ende del funcionamiento del sistema en cuanto al uso y procesamiento de los subsidios de carbono (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca 2014).

Comunidad de peces

En cada sitio, se colectaron peces mediante pesca eléctrica en un tramo de 50 m realizando 50 pulsos eléctricos (Teixeira-de Mello et al. 2014; Figura 2.3.1). Los peces recolectados fueron sacrificados con una sobredosis de 2 - fenoxietanol y preservados en formol al 10 % para su posterior análisis en el laboratorio (Protocolo CHEA N°603 (101)). En el laboratorio los individuos colectados fueron identificados a nivel de especies, medidos y pesados para determinar métricas comunitarias. Con el objetivo de calcular la densidad de peces (ind. m^{-2}). Se estandarizó la abundancia total de peces a número de individuos por unidad de área, la cual, se estimó por medio del ancho medio de cada arroyo medido en 6 transectos cada 10 metros (Teixeira-de Mello et al. 2014). Por otra parte, utilizando la información de biomasa media por individuo y junto con los valores de densidad de peces, fue posible calcular la biomasa en peso fresco de peces por unidad de área (g m^{-2}).

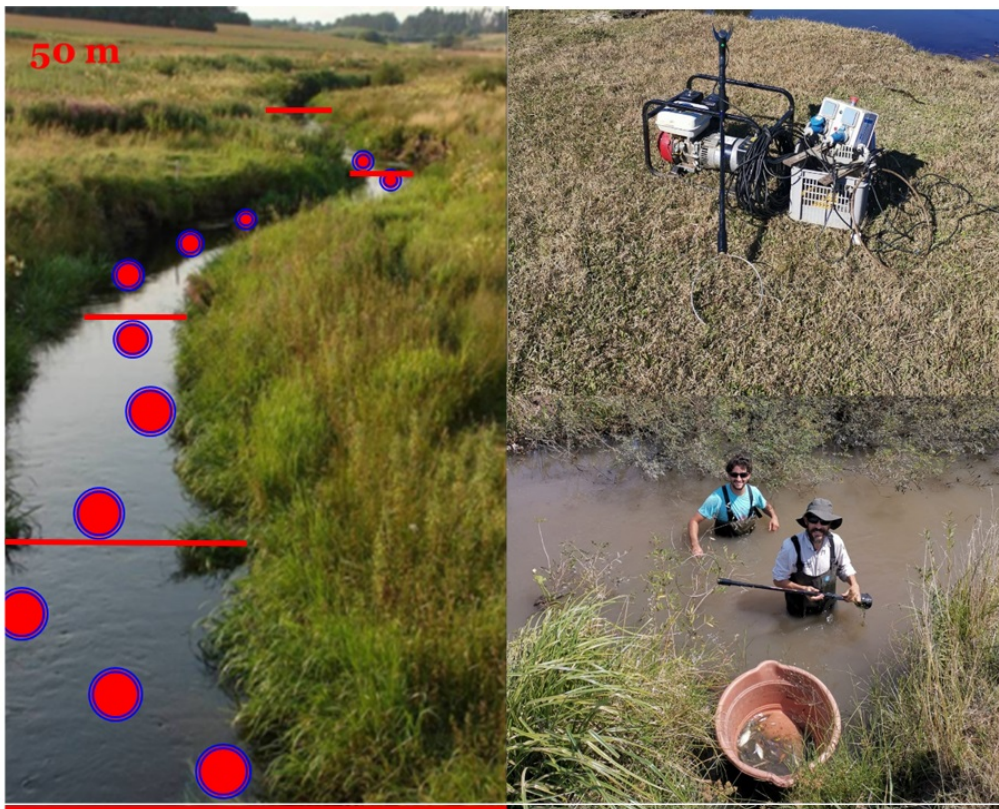


Figura 2.3.1: Ejemplo de la metodología de pesca eléctrica (Izquierda) donde los puntos representan los pulsos eléctricos y las líneas rojas las transectas donde se midió profundidad y ancho. El equipo de pesca eléctrica utilizado en los muestreos (Derecha superior) y parte del equipo realizando captura de especímenes en uno de los arroyos analizados (Derecha inferior).

Descomposición de la materia orgánica

Se realizó un experimento in situ de descomposición de materia orgánica particulada gruesa de distintos sustratos dentro de cursos de agua con usos del suelo contrastantes (ganadería extensiva vs plantación forestal). Para obtener una visión integradora del proceso, se analizaron las comunidades acuáticas relevantes relacionadas a dicho proceso, como son la comunidad de hongos hifomicetos acuáticos, la respiración microbiana como proxy de la biomasa microbiana, la concentración de *clorofila a* como

proxy de biomasa de microalgas y la comunidad de macroinvertebrados.

Los sustratos a evaluar fueron: *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae, macrófita emergente nativa), *Eryngium pandanifolium* (Apiaceae, herbácea terrestre nativa), y *Eucalyptus globulus* (Myrtaceae, plantación) (Figura 2.3.2). Para la elección de las nativas se consideraron algunas de las especies más comunes en nuestros sistemas acuáticos.

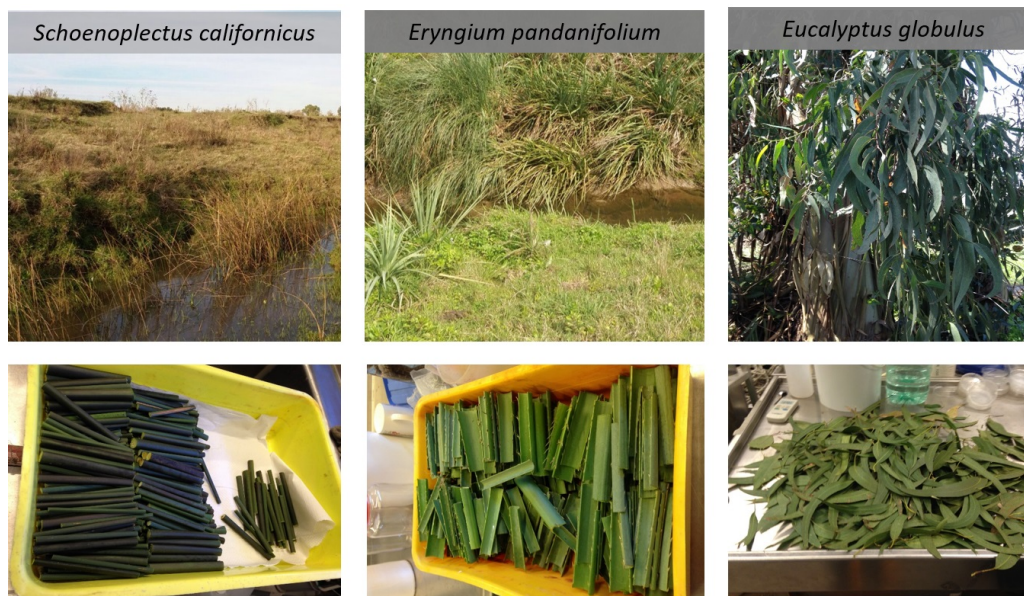


Figura 2.3.2: Sustratos utilizados en el experimento de descomposición de la materia orgánica.

En marzo del 2018, se colectaron hojas verdes de *Schoenoplectus californicus*, *Eryngium pandanifolium* y de *Eucalyptus globulus*. En el caso de las dos primeras se cortaron trozos de 10 cm. En el caso de *Eucalyptus globulus* se utilizaron hojas enteras. Todo el material vegetal se secó al aire y se colocó a la oscuridad en cámara de temperatura controlada hasta obtener un peso seco constante (15-20°C).

Para el análisis químico de los sustratos se seleccionaron tres submuestras de cada tipo de sustrato, los cuales se pulverizaron y homogeneizaron utilizando un molino analítico básico (ICA®A11). De las submuestras pulverizadas, se analizaron el contenido calórico, porcentaje de lignina, porcentaje de fósforo total, porcentaje de carbono total y porcentaje de nitrógeno total. El análisis de contenido calórico ($J\ mg^{-1}$) se realizó mediante un calorímetro de combustión (ICA®c200), colocando 0.4 g aproximadamente de cada sustrato en un recipiente de disgregación de acero inoxidable (ICA®c5010) al cual se lo oxigena (ICA®c248) para su posterior combustión. El porcentaje de lignina (%) se obtuvo mediante el método de fibra ácido detergente (FAD; Van Soest et al. 1991), el cual se analizó en el laboratorio de nutrición animal de la Facultad de Agronomía (UdelaR, Uruguay). El porcentaje de fósforo total (%) se obtuvo mediante el método de Valderrama 1981 adaptado a material vegetal, utilizando 0.0150 g de cada sustrato. El porcentaje de carbono (%), nitrógeno total (%) y la relaciones C:N y C:P, se obtuvieron mediante análisis de isótopos estables (2 – 5 mg de sustrato secado a 60°C por 48 hrs) obtenidos mediante espectrometría de masa de razones isotópicas (IRMS; enviado a UC Davis, California, EE. UU). El fósforo total (%) y el contenido calórico se realizó en los laboratorios del CURE, Uruguay.

Experimento de descomposición

Las muestras del experimento de descomposición se armaron siguiendo la técnica de mallas plásticas en la cual se analiza la pérdida de masa a lo largo del tiempo (Bärlocher, 2020). Porciones de 4.02 ± 0.01 g de cada sustrato secado al aire fueron colocados dentro de mallas plásticas de 10 mm entremallado. En total para el experimento se armaron 324 mallas con sustrato (2 tipos de sistemas \times 3 arroyos \times 3 sustratos \times 3 réplicas \times 6 tiempos) y 5 mallas extra de cada sustrato para la corrección de pérdida de peso inicial por traslado y manipulación. El 27 de junio del 2018 se instaló el experimento (Figura 2.3.3), con una duración total de 56 días entre junio- agosto del 2018. Las mallas plásticas se colocaron en el lecho acuático sujetas a una cuerda paralela al curso del agua anclada con 2 varillas de hierro. El día de instalación, las mallas extra se sumergieron en el primer arroyo durante la instalación, luego se trasladaron al laboratorio para obtener el factor de corrección entre el peso seco al aire y el peso seco libre de cenizas (AFDM) inicial (peso de estufa 48 hrs a 105°C , posterior peso de horno 4 h a 500°C , 0.0001 g de precisión).

A los 7, 14, 21, 28, 42 y 56 días se extrajeron 3 réplicas de cada sustrato en cada arroyo. Cada réplica se colocó en bolsas de nylon y se preservó en heladera para su posterior traslado y análisis de laboratorio. Las muestras se lavaron suavemente sobre un tamiz de $500\ \mu\text{m}$ para remover los sedimentos finos y coleccionar los macroinvertebrados que se encontraban asociados (más abajo). De cada réplica se cortaron 3 sets de 5 discos (mediante sacabocado de 10 cm diámetro) de material vegetal: 1 set para inducción de esporulación de hongos, 1 set para determinación de biomasa fúngica y 1 set para análisis de respiración microbiana y *clorofila a* (más abajo) (Figura 2.3.3, 2.3.4). El material restante se secó en estufa por 48 hrs a 105°C para obtener su peso seco (DM) y posteriormente se calcinó 4 hrs a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas (AFDM). El porcentaje de la masa remanente libre de cenizas (AFDMr) se calculó por la fórmula: $\text{AFDM remanente} / \text{AFDM inicial} \times 100$ (Bärlocher 2020a).



Figura 2.3.3: Instalación del experimento de descomposición y análisis de las diferentes comunidades que participan en el proceso (comunidad microbiana y macroinvertebrados).

Esporulación de hongos hifomicetos acuáticos

La esporulación de hongos hifomicetos acuáticos fue inducida bajo condiciones de laboratorio, en un cuarto con temperatura controlada (16°C) donde se introdujo 1 set de discos de cada réplica (Figura 2.3.4, set 1) en Erlenmeyer de 50 mL con 25 mL de agua filtrada de arroyo (para cada arroyo se contaba con agua filtrada utilizando filtros tipo GF/C $1.2\ \mu\text{m}$ de tamaño de poro) y se dejaron en un agitador (100 rpm) por 48 h (Bärlocher 2020b). La suspensión de esporas fue transferida a tubos de centrifuga de 50 mL con 2 mL de formol 40% y ajustando el volumen a 50 mL con agua destilada. Los tubos fueron almacenados en la oscuridad hasta su posterior análisis. Los discos de hojas se secaron

en estufa por 48 hrs a 105°C para obtener su peso seco (DM, 0.0001g) y posteriormente se calcinaron 4 hrs a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas (AFDM, 0.0001g) y se sumaron al peso total de cada réplica. La suspensión de esporas fue filtrada (a través de membrana nitrocelulosa de 25 mm diam. y 5 µm de tamaño de poro; Sartorius Stedim Biotech GmbH, Goettingen, Germany). Los filtros se tiñeron con trypan blue (0.05 %) en ácido láctico 60 % y se montaron sobre portaobjetos para su conteo e identificación en microscopio (magnificación de 200×).

Se calculó la tasa de esporulación como el número de conidios por mg. AFDM⁻¹. día⁻¹ y la riqueza como número de especies de hongos hifomicetos. muestra⁻¹. Por razones logísticas se analizaron los discos de las réplicas a los 14, 28 y 56 días. La inducción de la esporulación fue realizada en el laboratorio del CURE, Uruguay, y posteriormente fue procesada y analizada en el laboratorio MARE (Marine and Environmental Science Centre), Coimbra, Portugal.

Biomasa fúngica

Otro set de discos (Figura 2.3.4, set 2) se congeló a -20°C para analizar la biomasa de hongos mediante la concentración de ergosterol (Gessner y Schmitt 1996; Gessner 2020). El ergosterol es una molécula que se encuentra en la membrana celular de los hongos, y su concentración se encuentra altamente correlacionada con la biomasa fúngica (Gessner y Schmitt 1996). Antes de comenzar la extracción de ergosterol, los discos fueron liofilizados y posteriormente pesados (0.0001 g) para obtener su peso seco (DM). La liofilización de las muestras se realizó en los laboratorios del CURE, para luego realizar la extracción en el laboratorio MARE, Portugal. Para la extracción de ergosterol, los discos se colocaron en tubos bien cerrados con 10 mL de KOH/metanol en un baño de agua (80 °C) durante 30 minutos. El extracto se purificó luego por extracción en fase sólida (cartuchos Waters Sep-Pak Vac RC tC18, 500 mg; Waters Corp, Milford, MA, USA) como lo describe Gessner (2005). El ergosterol se cuantificó por cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC; Dionex DX-120, Sunnyvale, CA, USA) midiendo la absorbancia a 282 nm. Posteriormente se estimó la biomasa fúngica a partir de los valores de ergosterol con un factor de conversión de 5,5 µg de ergosterol. mg⁻¹ de masa seca fúngica (Gessner & Chauvet, 1993). Los resultados se expresaron como mg de biomasa fúngica. g⁻¹ de AFDM de hojas. Por razones logísticas se analizaron los discos de las réplicas a los 14, 28 y 56 días.

Respiración microbiana y clorofila a

El set restante (Figura 2.3.4, set 3) se colocó en tubos de 5 mL con agua filtrada de cada arroyo correspondiente. Utilizando un micro-sensor de oxígeno (Needle type Oxygen Microsensor, PreSens), se analizó la concentración (mg. L⁻¹) de oxígeno consumido en una hora (inicial – final), dejando los tubos tapados en condiciones de luz dentro del laboratorio. Posteriormente los discos se colocaron en tubos de 15 mL con 10 mL de alcohol 95 % y se dejaron en oscuridad por 20 h para extraer y analizar la concentración de *clorofila a*, usada como proxy de la biomasa de microalgas y cianobacterias. La concentración de clorofila se obtuvo por espectrofotometría midiendo la diferencia de longitudes de onda entre 665 y 750 nm, luego aplicando ácido clorhídrico y repitiendo las medidas para evitar la sobreestimación de clorofila degradada. El resultado se relativizó al área de los discos para obtener la concentración de *clorofila a* como µg. m⁻². Se realizaron controles de *clorofila a* para cada sustrato realizando el mismo proceso a discos de hojas secas del stock inicial sin descomponer, para obtener un valor base y restarlo al valor de cada réplica. Los discos de hojas se secaron en estufa por 48 h a 105°C para obtener su peso seco (DM, 0.0001g) y posteriormente se calcinaron 4 h a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas (AFDM, 0.0001g) y se sumaron al peso total de cada réplica.

La respiración microbiana se expresó como µg O₂. g⁻¹ AFDM.h⁻². Debido a inconvenientes prácticos no se cuenta con información del día 7 del experimento. La determinación de la respiración y extracción

de *clorofila a* fue realizada en los laboratorios del CURE, Uruguay.

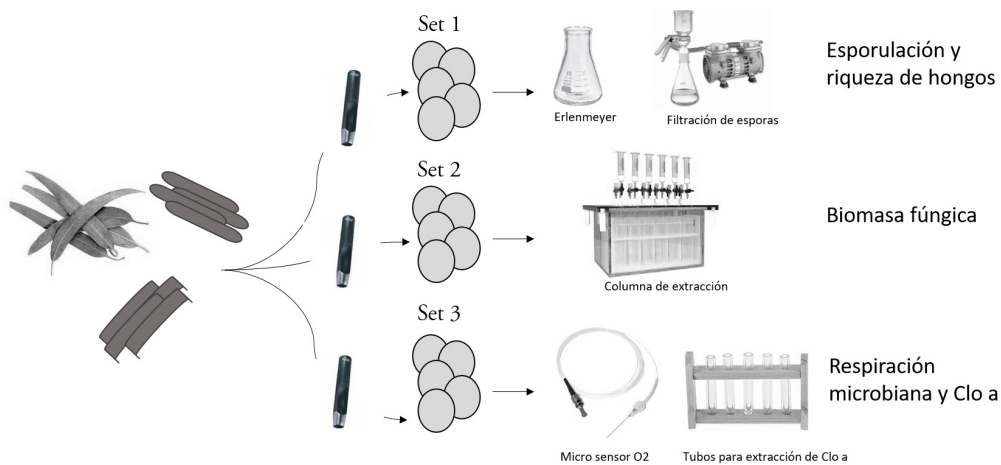


Figura 2.3.4: Esquema de procesamiento de los sustratos para el análisis de la comunidad de hongos (Set 1 y 2), medición de respiración microbiana y estimación de concentración de clorofila a (Clo a) (Set 3).

Macroinvertebrados asociados a los sustratos

Los macroinvertebrados asociados a los diferentes sustratos en las bolsas de descomposición, colectados anteriormente en la fase de procesamiento de muestras se fijaron en alcohol 70 % para su posterior identificación y conteo. La clasificación se realizó hasta el nivel taxonómico de familia, llegando en algunos casos a género, utilizando claves taxonómicas regionales (Domínguez y Fernández 2009). Además, los macroinvertebrados fueron clasificados en 5 grupos de alimentación funcional (GF) según la literatura internacional (Merrit & Webb, 2008; Reynaga 2009; Ramirez & Gutierrez- Ferru & Fierro, 2015), entre ellos: CG: Colectores – recolectores, Ft: Filtradores, Pr: predadores, Sc: raspadores y Sh: fragmentadores. Se calculó la densidad de individuos como número de individuos por gramo de AFDM (n° ind. g^{-1} AFDM). La riqueza de macroinvertebrados en cada sustrato fue calculada como número de taxones por muestra (n° taxa. muestra $^{-1}$), y la abundancia de individuos de cada taxón y de GF por muestra, fue relativizada para obtener la abundancia relativa (%). Los individuos colectados fueron medidos desde la parte anterior de la cabeza hasta el final del último segmento del abdomen para obtener su talla (mm) (para Gastropoda y Bivalvia se utilizó el largo máximo) y así, estimar la biomasa (mg de peso seco) de individuos mediante la ecuación propuesta por Meyer 1989: Masa seca = $a \times L^b$, donde a y b son coeficientes específicos de cada taxón y L es la talla (mm). Las constantes a y b fueron asignadas a cada taxón de acuerdo a literatura previa (TANAKA 1970; McCullough et al. 1979; Smock 1980; Benke et al. 1999; Miserendino 2001; Sabo et al. 2002; Baumgärtner y Rothhaupt 2003; Callil et al. 2012; Méthot et al. 2012; Gualdoni et al. 2013; Rivera-Usme et al. 2014; Zilli et al. 2017). La biomasa total de individuos por muestra se representó como biomasa mg. g^{-1} AFDM. La biomasa de individuos de cada taxón y de GF se relativizó al peso de la muestra (mg ind. g^{-1} AFDM) y se relativizó al total para obtener biomasa relativa (%).

2.4. Base de datos Edáfica

El objetivo de esta componente del Proyecto fue caracterizar (física e hidrológicamente) los principales suelos que componen las cuencas de la zona litoral oeste: AG y QG. Para ello se tomaron muestras perturbadas e imperturbadas del horizonte A y horizonte subsuperficial (horizonte Bt), bajo manejo de

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

cobertura de pasturas, y forestal. Las muestras de suelo en la plantación forestal fueron tomadas en la fila y entrefila. Los grupos de suelos muestreados corresponden principalmente a los Grupos CONEAT 9.1, 9.3 y 9.6 (ver Apéndice D) y las plantaciones próximas a la segunda cosecha. La Figura 2.4.1 muestra los sitios de los cuales se extrajeron las muestras pertenecientes a las cuencas AG y Queguay. El procesamiento de las mismas se realizó en el Laboratorio de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía (Udelar) y consistió en determinar el comportamiento de cada muestra en cuanto a la retención de agua según diferentes succiones, así como su densidad aparente.

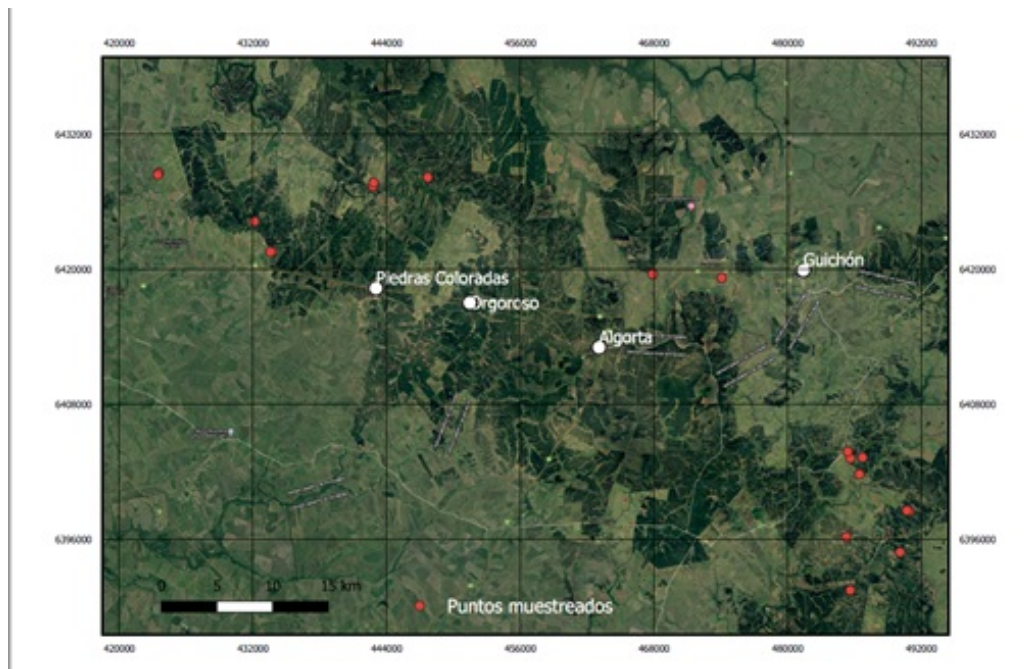


Figura 2.4.1: Localización de los sitios de muestreados.

Se muestrearon 36 sitios obteniéndose 332 muestras imperturbadas, algunos de los puntos indicados en la Figura 2.4.1 abarcan más de un sitio de muestreo. El número de las muestras obtenidas por profundidad, horizonte, y rango textural se describe en la Tabla 2.4.1. En el laboratorio las muestras fueron saturadas y colocadas en platos de cerámicas a presión – Olla de presión Richards - con el objetivo de obtener el contenido de humedad a diferentes succiones (3, 6, 10, 33 y 100 KPa), valores a partir de los cuales se construyó la curva tensión – humedad característica para cada suelo. Para la construcción de esta curva entre los rangos de humedad a 0 KPa (saturación) y 1500 KPa (Coeficiente de marchitez permanente) se utilizó el modelo de van Genuchten, teniendo como insumos para el ajuste los datos obtenidos en forma directa. De esta forma se puede evaluar el comportamiento hidrológico de los diferentes suelos de acuerdo a su textura y la influencia ejercida por los diferentes manejos. Los valores de densidad aparente (Mg m^{-3}) se obtuvieron a partir de las mismas muestras imperturbadas, las cuales se secaron a 105° (posteriormente al pasaje de las mismas por las ollas de presión) con el objetivo de obtener el valor de peso de suelo seco. El volumen utilizado es el correspondiente al volumen del aro en el cual se extrae la muestra.

Para el análisis de resultados de las diferentes texturas de los suelos evaluados, se agruparon en cuatro rangos texturales: rango textural A (clases texturales arenoso franco, franco arenoso, franco arcillo arenoso y franco), rango textural B (clase textural franco limoso), rango textural C (clases texturales arcillo arenoso, franco arcillo limoso, arcillo limoso y franco arcilloso) y rango textural D (clase textural

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y BASES DE DATOS

arcilloso). En base a cada clase textural definida, se analizó el comportamiento de las características hidrológicas según el manejo de suelo correspondiente.

En la Tabla 2.4.1 puede observarse que la cantidad de muestras por agrupamiento presenta variaciones importantes, dificultando la comparación estadística entre grupos con poco número de muestras.

Tabla 2.4.1: Número de muestras impertubadas por horizonte, tipo de manejo y rango textural.

Horizonte	Manejo	Rango textural	N° muestras
Horizonte A (Superficial)	Campo natural	A	69
		B	5
	Forestal	A	90
		B	36
		C	80
Horizonte B (Subsuperficial)	Campo natural	D	5
		C	25
	Forestal	D	10
		C	11
		D	1

Bibliografía

- Allen, Richard G et al. (1998). «Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56». En: *Fao, Rome* 300.9, pág. D05109.
- Alvareda, Elena et al. (2020). «Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient?». En: *Environmental monitoring and assessment* 192.10, págs. 1-22.
- Asueta, René et al. (2019). «Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz». En: *Informes Científicos Técnicos-UNPA* 11.1, págs. 106-126.
- Bärlocher, Felix (2020a). «Leaf mass loss estimated by the litter bag technique». En: *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, págs. 43-51.
- (2020b). «Sporulation by aquatic hyphomycetes». En: *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, págs. 241-245.
- Baumgärtner, Daniel y Karl-Otto Rothhaupt (2003). «Predictive length–dry mass regressions for freshwater invertebrates in a pre-alpine lake littoral». En: *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 88.5, págs. 453-463.
- Benke, Arthur C et al. (1999). «Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States». En: *Journal of the North American Benthological Society* 18.3, págs. 308-343.
- Brand, Cecilia y María Laura Miserendino (2015). «Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian Mountain streams». En: *Water, Air, & Soil Pollution* 226.11, págs. 1-18.
- Callil, CT, D Krinski y FA Silva (2012). «Variations on the larval incubation of *Anodontites trapesialis* (Unionoidea, Mycetopodidae): Synergetic effect of the environmental factors and host availability». En: *Brazilian Journal of Biology* 72.3, págs. 545-552.
- Calvão, Lenize Batista et al. (2016). «Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging?». En: *Forest Ecology and Management* 382, págs. 143-150.
- Castro, Manuel et al. (2020). «Macroinvertebrados bentónicos indican empeoramiento de la calidad de agua en una zona de influencia urbana en el Río Negro». En: *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay* 29.2, págs. 116-125.
- Chalar, Guillermo et al. (2011). «Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI)». En: *Ecological Indicators* 11.2, págs. 362-369.
- Domínguez, Eduardo y Hugo Rafael Fernández (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo Tucumán.
- Durán, Artigas y Fernando García Préchac (2007). *Suelos del Uruguay: origen, clasificación, manejo y conservación*. Inf. téc.

- García, V (2021). «Monitoreo continuo del contenido de agua en suelos mediante TDR: Análisis de datos y calibración de equipos». En: *XXVIII Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM, Universidad de Santiago de Chile*. Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).
- Gessner, Mark O (2020). «Ergosterol as a measure of fungal biomass». En: *Methods to study litter decomposition*. Springer, págs. 247-255.
- Gessner, Mark O y Anja L Schmitt (1996). «Use of solid-phase extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissue colonized by fungi». En: *Applied and environmental microbiology* 62.2, págs. 415-419.
- Goso Aguilar, César Alejandro y Daniel Perea Negreira (2003). *El Cretácico post-basáltico de la Cuenca Litoral del Río Uruguay: geología y paleontología*. Inf. téc.
- Gualdoni, Cristina, Patricio W French y Ana M Oberto (2013). «Relaciones longitud-biomasa en macroinvertebrados bentónicos de un arroyo serrano del sur de Córdoba, Argentina». En: *Ecología austral* 23.3, págs. 194-201.
- INIA (s.f.). En: (). URL: <http://www.inia.uy/gras/Clima/Banco-datos-agroclimatico>.
- Loureiro, J y L Sánchez Bettucci (2019). «Texto Explicativo de la Carta Geológica del Uruguay». En: *Revista Investigaciones, Montevideo* 2.1, págs. 10-27.
- McCullough, Dale A, G Wayne Minshall y Colbert E Cushing (1979). «Bioenergetics of lotic filter-feeding insects Simulium spp.(Diptera) and Hydropsyche occidentalis (Trichoptera) and their function in controlling organic transport in streams». En: *Ecology* 60.3, págs. 585-596.
- Méthot, Ginette et al. (2012). «Macroinvertebrate size-mass relationships: how specific should they be?». En: *Freshwater Science* 31.3, págs. 750-764.
- Meyer, E (1989). «The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates». En: *Archiv für Hydrobiologie* 117.2, págs. 191-203.
- Miserendino, María L (2001). «Length-mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina)». En: *Ecología Austral* 11.01, págs. 003-008.
- Ramírez, Alonso y Pablo E Gutiérrez-Fonseca (2014). «Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature». En: *Revista de Biología Tropical* 62, págs. 155-167.
- Reynaga, Maria Celina (2009). «Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical». En:
- Rivera-Usme, John J et al. (2014). «Length-mass relationships in the aquatic invertebrate genera Helobdella (Hirudinea: Glossiphoniidae) and Asellus (Crustacea: Asellidae) of an Andean wetland of Colombia». En: *Actualidades Biológicas* 36.100, págs. 39-45.
- Sabo, John L, Justin L Bastow y Mary E Power (2002). «Length-mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed». En: *Journal of the North American Benthological Society* 21.2, págs. 336-343.
- Segnini, Samuel (2003). «El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente». En:
- Smock, Leonard A (1980). «Relationships between body size and biomass of aquatic insects». En: *Freshwater biology* 10.4, págs. 375-383.
- Springer, M et al. (2007). «Bioindicadores de la calidad del agua. Guía de campo». En: *Universidad EARTH, Guácimo, Costa Rica*.
- TANAKA, Masao (1970). «Ecological studies on communities of soil Collembola in Mt. Sobo, southwest Japan». En: *Japanese Journal of Ecology* 20.3, págs. 102-110.
- Teixeira-de Mello, Franco et al. (2014). «Monitoring fish communities in wadeable lowland streams: comparing the efficiency of electrofishing methods at contrasting fish assemblages». En: *Environmental monitoring and assessment* 186.3, págs. 1665-1677.

BIBLIOGRAFÍA

- UTEi (s.f.). En: (). URL: <https://portal.ute.com.uy/precipitaciones-ocurridas-y-prevision-de-niveles>.
- Valderrama, Jorge C (1981). «The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters». En: *Marine chemistry* 10.2, págs. 109-122.
- Van Soest, PJ van, JAMES B Robertson y BA1660498 Lewis (1991). «Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition». En: *Journal of dairy science* 74.10, págs. 3583-3597.
- Zilli, Florencia, Julia del Barco y Agustín Vanzetti (2017). «Biometry of neotropical invertebrates inhabiting floodplain rivers: unraveling bionomy». En: *Iheringia. Série Zoologia* 107.

Capítulo 3

Indicadores

3.1. Introducción

El uso de indicadores tiene una importancia creciente en relación a la gestión de los recursos naturales, tanto para el desarrollo de enfoques integrados, como por su importancia como herramienta útil en comunicar resultados hacia tomadores de decisión y la sociedad. Incluso considerando acuerdos internacionales como los Objetivos de Desarrollo Sostenible para el 2030, de la ONU o anteriormente el Proceso de Montreal.

Los indicadores son fundamentalmente útiles para realizar comparaciones tanto en una misma cuenca, como para efectuar comparaciones entre cuencas. Ambas aproximaciones se abordaron en este trabajo, generando indicadores que permiten un análisis comparativo entre pares de microcuencas experimentales y entre períodos temporales para el caso de las macrocuencas estudiadas. Se trabajó con variables estandarizadas y en escalas temporales definidas que permitan una comparación objetiva, aunque no siempre sea posible trabajar con el mismo conjunto de indicadores dependiendo en este caso de la escala espacial.

El régimen hidrológico de una cuenca tiene características definidas de acuerdo a su clima, relieve, suelos y demás características fisiográficas y puede verse alterado en la magnitud y variabilidad esperable de esas respuestas naturales, tanto por el cambio climático como por cambios en el uso del suelo, como la forestación. Estas modificaciones pueden generar afectaciones sobre la gestión de los recursos hídricos de la cuenca: su cantidad y calidad así como sobre la biodiversidad acuática y el ecosistema fluvial. Por tanto los indicadores que reflejan estos cambios deben exceder a lo que es una medida simple como el cambio en el caudal promedio, que no refleja componentes ecológicamente importantes del régimen de flujo y es probable que induzca a errores (Sullivan et al. 2005). Por lo tanto, se deben incorporar considerando indicadores que incluyan atributos de variabilidad, estacionalidad y duración del período considerado e incluso tengan en cuenta las posibles diferencias entre las regiones climáticas, ya que importantes variaciones en estos factores pueden producir impactos ecológicos significativos (Postel y Richter 2012).

3.2. Indicadores hidrológicos

3.2.1. Microcuencas

En la línea de investigación en que se enmarca este proyecto, se ha avanzado en la identificación de indicadores que faciliten la interpretación de las diferencias entre las distintas componentes del balance hídrico evaluado en los pares de microcuencas experimentales, contrastando las de uso forestal con las de pasturas naturales para uso ganadero. Dichos criterios están alineados con el marco de referencia establecido en el Proceso de Montreal, el cual Uruguay suscribe, y en particular al Criterio 4 que refiere a “la conservación y el mantenimiento de los recursos Suelo y Agua”. En relación a los recursos hídricos en las microcuencas, estos criterios abarcan aspectos tanto de la calidad, los cuales se desarrolla en la Sección 3.3 de este informe, como de la cantidad que son los que se describen a continuación:

- **Intercepción.** Indicador de la cantidad de agua que retiene la cubierta forestal y retorna a la atmósfera por evaporación, expresado en porcentaje.
- **Balance hídrico.** Indicador que sintetiza la relación entre los principales componentes del ciclo hidrológico en las microcuencas experimentales.
- **Reducción del caudal específico.** Indicador que relaciona la reducción del caudal específico con la precipitación acumulada estacionalmente (meses de otoño-invierno y meses de primavera-

verano) o anualmente, expresado en porcentaje.

- **Aumento de la evapotranspiración real.** La diferencia entre la evapotranspiración real (ET_{Rf}) medida en la cuenca forestal y la evapotranspiración real (ET_{Rp}) medida en la cuenca con cobertura de campo natural, como porcentaje de la precipitación anual o estacional. Este indicador hidrológico explica la relación entre la precipitación, el uso del suelo y la evapotranspiración real (Zhang et al. 2001).
- **Curvas de permanencia de caudal.** La curva de permanencia del caudal (CPC) muestra el porcentaje de tiempo durante el cual se iguala o supera un caudal específico. De ella se extraen además los caudales específicos característicos: Q₁₀ representativo de los caudales máximos, Q₅₀ de la mediana de cada serie y Q₉₀ de los caudales mínimos, generalmente asociado a una estimación hidrológica del caudal ambiental o ecológico.
- **Recarga.** Indicador que mide la fracción de la precipitación incidente que recarga el acuífero libre próximo a la superficie del terreno.

Intercepción

La estimación de la intercepción del dosel forestal, por diferencia entre las componentes de la redistribución de la precipitación, requiere medidas de la precipitación total incidente, así como la implementación de medidas de precipitación directa y escurrimiento fustal, como fue presentado en el Capítulo 2.

La intercepción del dosel se calcula como:

$$I = P - (P_d - P_f) \quad (3.2.1)$$

Donde P_d representa la precipitación directa y P_f el escurrimiento fustal. Para el estudio y modelación de la intercepción, la información fue analizada en base diaria asumiendo la ocurrencia de un único evento de precipitación al día. En el tratamiento de los datos se procedió a eliminar para el análisis los eventos sin registro de precipitación directa o cuando el registro excedía a la precipitación incidente. Los casos en que se obtuvo intercepción negativa (precipitación directa mayor a la incidente) demuestran la existencia de errores en el monitoreo (sobrestimación de la precipitación directa o subestimación en la medida de precipitación incidente). Los eventos no fueron eliminados por presentar incoherencias o datos faltantes en la precipitación fustal, ya que esta componente de la redistribución representa en general menos del 5% del total incidente.

Durante el período del proyecto, pudieron registrarse en forma completa 69 eventos en NE, 118 en AGf y 71 en DTf que se suman a los 499 registrados entre los años 2006 y 2014 durante la primera rotación forestal de la cuenca. Estos eventos fueron considerados independientes cuando el intervalo de tiempo sin lluvia que los separa es de al menos 8 horas, período considerado adecuado para el secado completo del dosel, de acuerdo a las tasas medias de evaporación registradas. En la Figura 3.2.1 se observa una marcada asimetría en la distribución de frecuencia de los eventos en los tres sitios.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

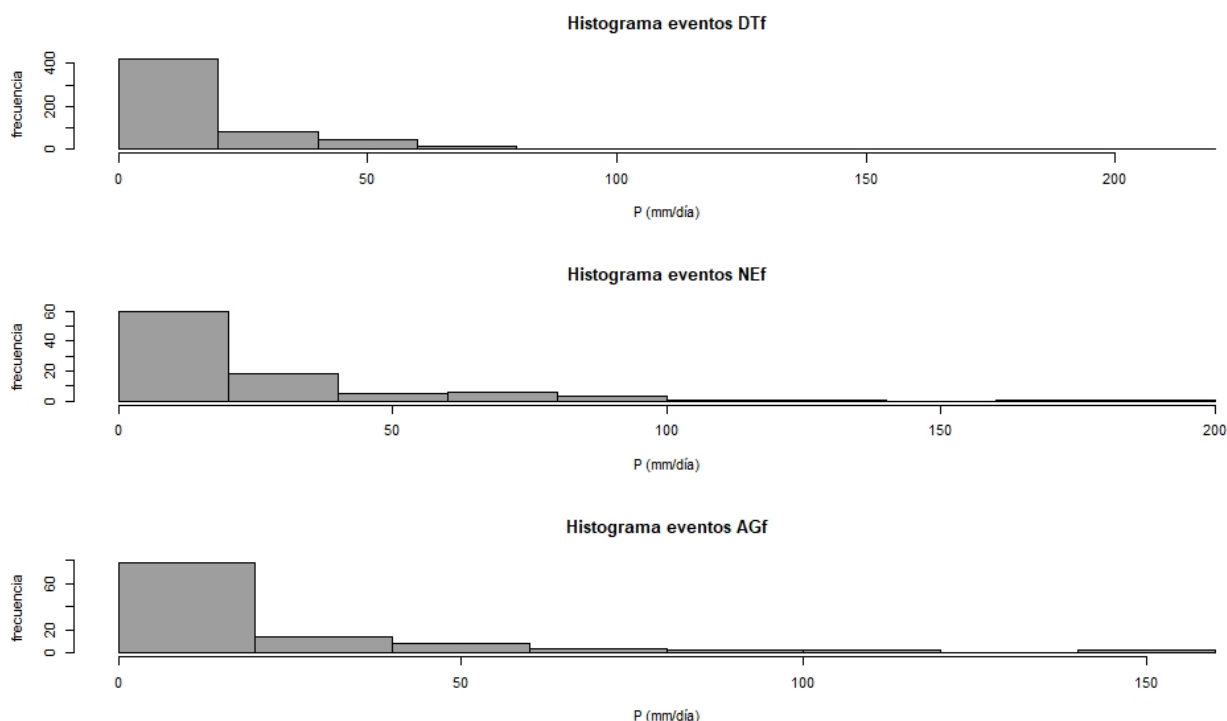


Figura 3.2.1: Distribución de frecuencia de las eventos de precipitación en las tres parcelas de monitoreo.

El análisis de los eventos se realizó separando la serie temporal registrada en cada parcela según rangos de edades, para identificar la posible variación de la redistribución de precipitación incidente por edad y características de las plantaciones, si la hubiera. En la Tabla 3.2.1 se muestran la redistribución en las componentes analizadas para las tres parcelas en los distintos períodos seleccionados. Los períodos intentan representar distintos rangos de edad pero su extensión queda definida por la disponibilidad de datos.

Tabla 3.2.1: Redistribución de la precipitación según edad y características de la plantación en las tres parcelas

Parcela	DTf	DTf	DTf	NEf	NEf	AGf
Período	2006-2010	2011-2014	2019-2021	2015-2017	2018-2021	2019-2021
Especie	Eucalyptus maidenii	Eucalyptus maidenii	Eucalyptus dunnii	Eucalyptus grandis	Eucalyptus grandis	Eucalyptus dunnii
Edad plantación (años)	8 - 12	13 - 16	4 - 6	4 - 6	7 - 10	3 - 5
Densidad (á/ha)	895	895	1300	1080	1080	1200
Precipitación directa (%P)	75	82	72	70	67	73
Precipitación fustal (%P)	5	5	4	5	5	2
Intercepción (%P)	20	13	24	25	28	25

En el período de monitoreo de más largo plazo, el monte adulto de la parcela de DTf (*E. maidenii*, 895 á/ha), se observó una tendencia decreciente con la edad, con registros de entre 20 y 13 % entre los 8 y los 16 años. En la plantación más joven de la parcela de NEf, se encontró una tendencia creciente de la intercepción aumentando de 25 a 28 % entre los 4 y los 10 años de edad (*E. Grandis*, 1080 á/ha). No se identificaron diferencias en relación a la especie y densidad de plantación para un rango de edad

CAPÍTULO 3. INDICADORES

temprana entre las parcelas de DTf, NEf (4-6 años) y AGf (3-5 años). En cambio si se observa mayor intercepción en edades comparables más avanzadas en la parcelas de NEf (E. Grandis, 1080 á/ha), en relación a la de DTf (E. maidenni, 895 á/ha).

Respecto a la relación entre la intercepción y la precipitación total incidente, a pesar de la alta dispersión de los datos, en los registros de las tres parcelas se observa una relación de tipo logarítmica decreciente a una asíntota en el porcentaje de la intercepción al aumentar la precipitación incidente, como se muestra en las Figuras 3.2.2, 3.2.3 y 3.2.4.

Se observa que en DTf la intercepción representó entre 20 y 30 % de la precipitación total incidente para valores medios de precipitación diaria (20-40 mm) en ambos períodos de plantación, mientras que para valores extremos (60-150 mm) se situó entre un 14-3 % para la primera rotación y entre un 17-9 % para la segunda de mayor densidad y menor edad. En el caso de NEf y AGf la intercepción media se sitúa en los rangos respectivos 37-28 % y 39-30 % para valores de precipitación diaria entre 20 y 40 mm, mientras que para valores extremos (60-150 mm) se situó en los rangos 25-13 % en ambas.

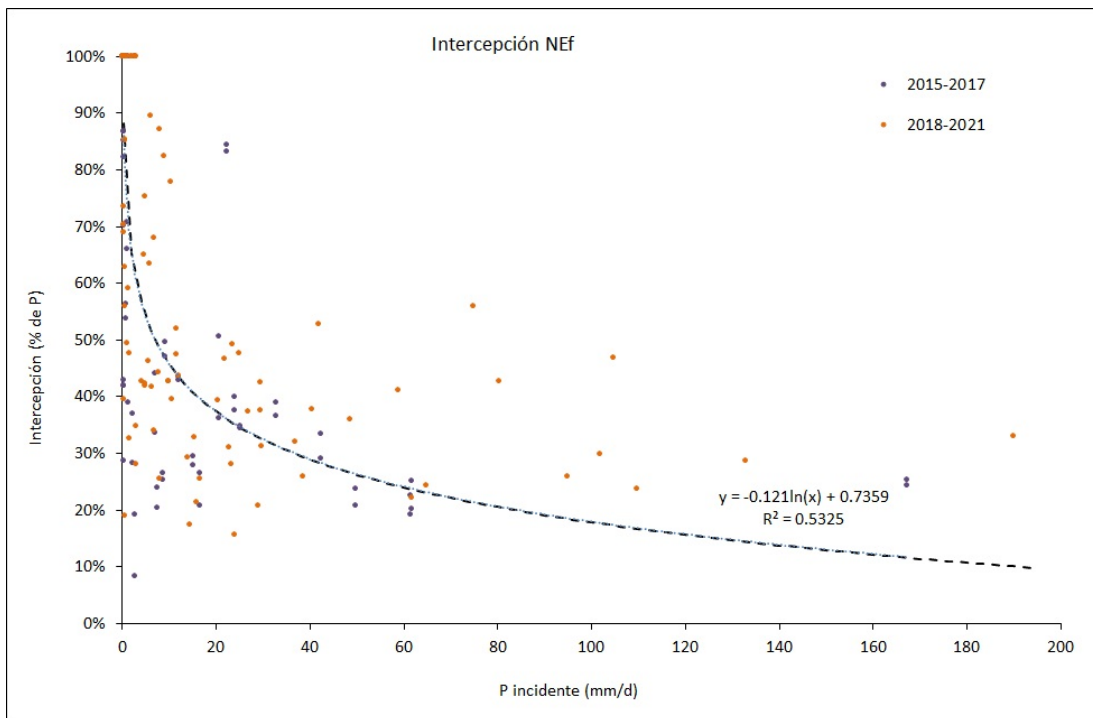


Figura 3.2.2: Variación de la intercepción con la precipitación incidente a nivel diario - NEf.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

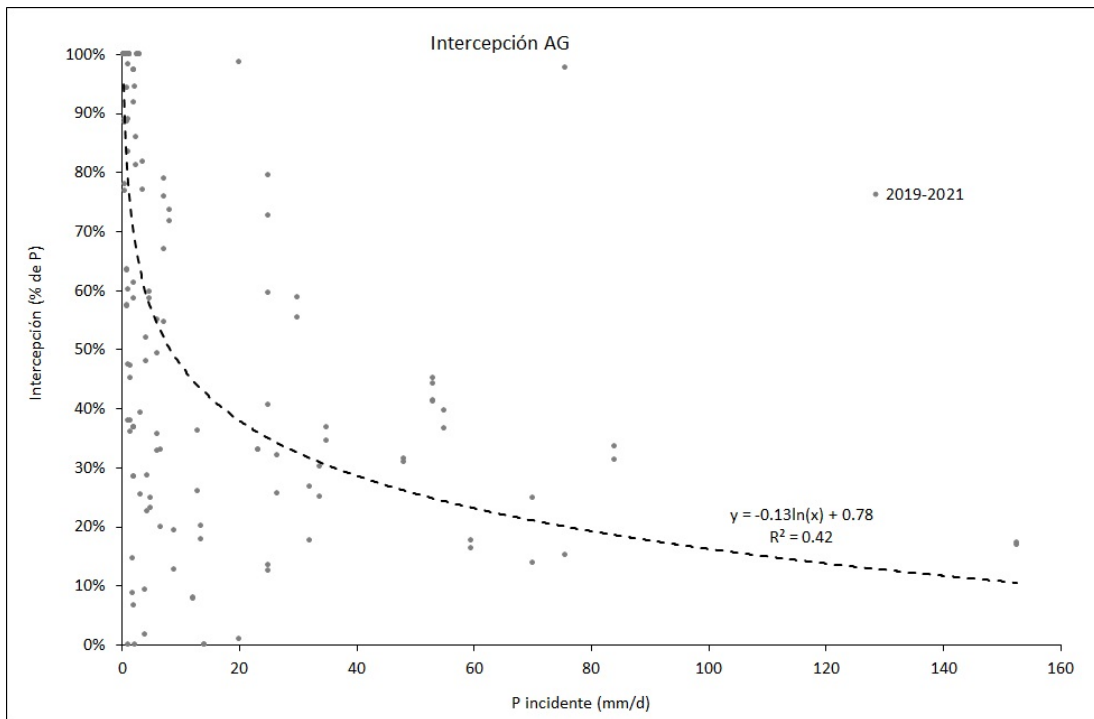


Figura 3.2.3: Variación de la intercepción con la precipitación incidente a nivel diario - AGf.

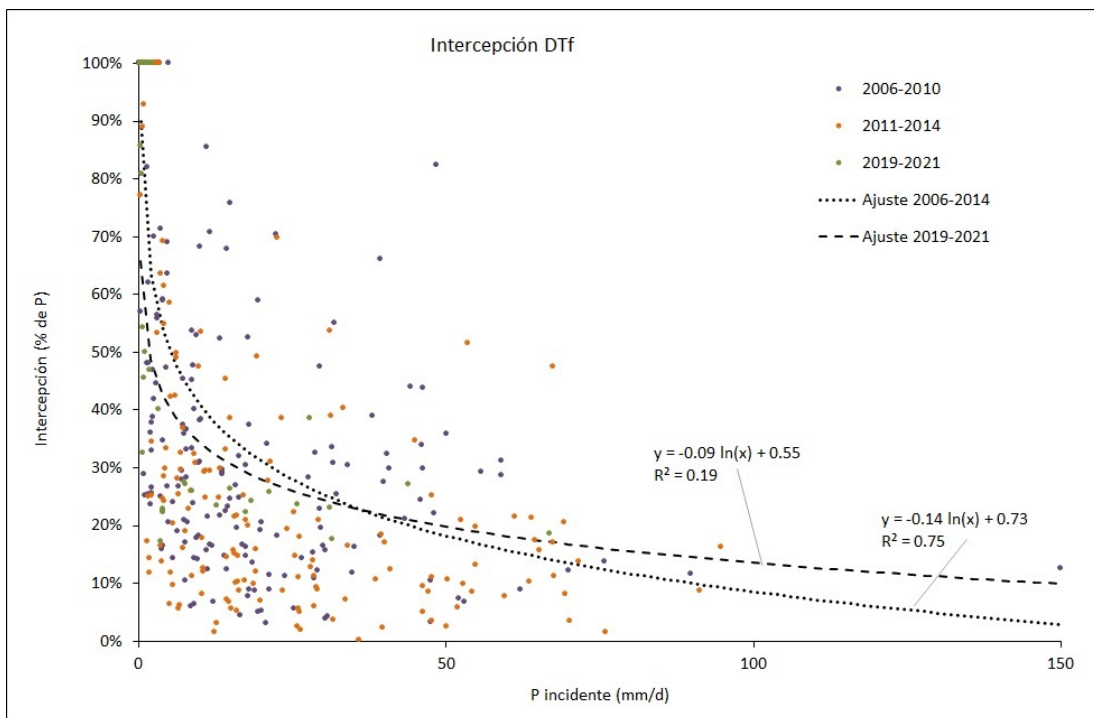


Figura 3.2.4: Variación de la intercepción con la precipitación incidente a nivel diario - DTf.

Balance Hídrico

La ecuación del balance hídrico, estacional o anual, para una cuenca cualquiera está dada por:

$$P - ETR - Q_s = \pm \Delta s \pm \Delta GW \quad (3.2.2)$$

Donde: P = precipitación incidente (mm); ETR= evapotranspiración real (mm); Q_s= caudal específico medido a la salida de la cuenca (mm); DS= cambio en el almacenamiento de agua en el suelo (mm) y ΔGW= cambio en el almacenamiento del acuífero superior (mm). La evapotranspiración real (ETR) se puede reescribir como:

$$ETR = I + E + T \quad (3.2.3)$$

Donde: I es la intercepción, E la evaporación del suelo y T la transpiración. La suma de E y T se denota como ET y es la componente del balance que se obtiene por diferencia en base a las demás componentes que son medidas directamente.

El cálculo de la intercepción del dosel ya fue descrito anteriormente. Sin embargo debido a que los períodos con datos completos para el cálculo de la intercepción son acotados, esta componente fue estimada en forma diaria según la relación logarítmica que se describe en el ítem anterior. Su ajuste para las plantaciones de DTf y NEf se describen en el Capítulo 6. En la microcuenca EVf se implementó el mismo modelo ajustado para NEf por ser una plantación de características similares en cuanto a edad y densidad. Para las pasturas naturales, la intercepción se asume comparable a la intercepción de las áreas cortafuegos, áreas riparias y el mantillo. En ambos casos se desprecia esta componente para la estimación de la ET.

En este balance no se describe la componente subterránea y se asume que dicho balance es nulo o despreciable en términos anuales (igual recarga y descarga desde ese reservorio). La estimación en detalle de este el balance hídrico en paso anual y estacional, se presenta en las Tablas B.0.1, B.0.2, B.0.3, B.0.4 y B.0.5 del Apéndice B para todas las microcuencas. En el caso de las microcuencas EVf y EVp que no cuentan con monitoreo de contenido de agua en los suelos, no se presenta el balance de paso estacional. Para el balance anual se considera la hipótesis de no variación en el almacenamiento de agua en el suelo. La cual presentaría una mayor incertidumbre a nivel estacional.

En las Figuras 3.2.5, 3.2.7 y 3.2.6 se presenta gráficamente el balance hídrico anual comparado para los tres pares de microcuencas. Cada figura muestra para la cuenca forestada y la cuenca de pasturas: i) para cada año hidrológico en columnas apiladas: Q (escorrentía anual en verde), ET (evapotranspiración real en verde) y Δs (variación de agua en el suelo en naranja), cuya suma iguala a P (precipitación anual); ii) Para cada período de manejo se presentan además los promedios de P, Q y ET; iii) Se indican los eventos de plantación y cosecha que marcan los períodos de interés en la evaluación.

CAPÍTULO 3. INDICADORES



Figura 3.2.5: Balance hídrico anual- DTf y LCp.

CAPÍTULO 3. INDICADORES



Figura 3.2.6: Balance hídrico anual- EVf y EVP.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

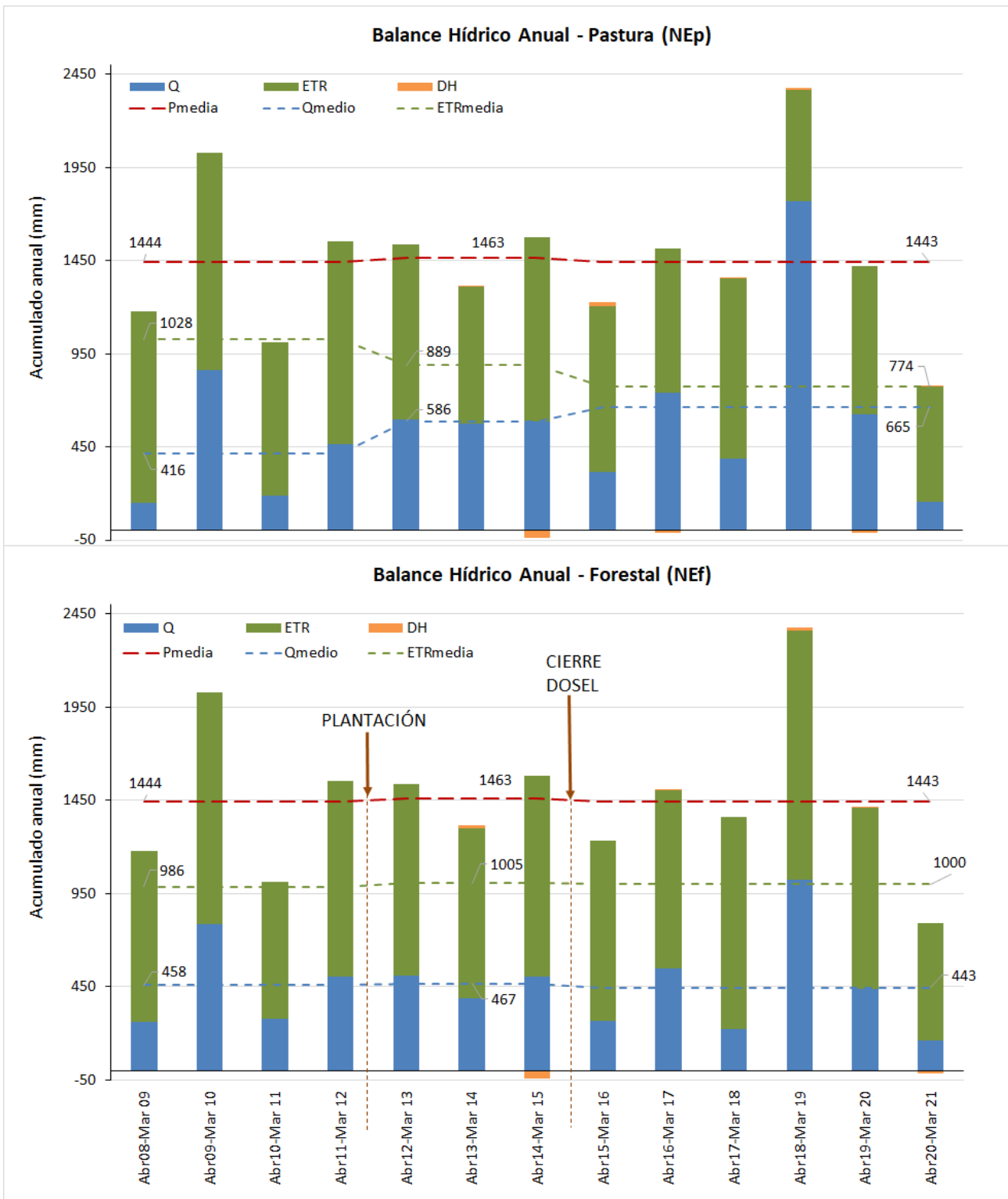


Figura 3.2.7: Balance hídrico anual- NEf y NEp.

En la comparación entre períodos del par DTf-LCp (Figura 3.2.5) se observa que luego de la cosecha, y con un nivel de precipitación muy similar al período anterior la cuenca forestada (DT) evidencia un

aumento en la escorrentía anual de 23 % respecto al promedio de escorrentía del período pre-cosecha con la plantación adulta, mientras que en la cuenca de pastura la escorrentía permanece en niveles similares al igual que la evapotranspiración (disminución y aumento del 4 % respectivamente). De la comparación con el tercer período (posterior al cierre del dosel de la nueva plantación), surge que la escorrentía en la cuenca forestada disminuye nuevamente a volúmenes similares a los del primer período aumentando un 19 % respecto al período de cosecha/replantación. Sin embargo este último período presenta un valor promedio mayor de precipitación, lo cual se refleja en un aumento de la evapotranspiración real de 44 % respecto al período anterior y de un 25 % respecto a la observada para la plantación adulta del primer período. Por su parte en la cuenca LCp, de pastura, se observa un aumento similar de la escorrentía ente el segundo y el tercer período que refleja el aumento de la precipitación, sin embargo la evapotrasnpiración presenta un crecimiento más limitado (14 %) de la misma forma que si se compara con el primer período (18 %). Este mayor consumo de agua en la cuenca forestada se asocia al crecimiento de la nueva plantación, al efecto combinado del cambio de especie y mayor densidad, pero especialmente a la mayor disponibilidad de agua en este último período con mayor precipitación acumulada en promedio.

Para el par de cuencas EVf-EVp en la comparación entre el período de calibración y el período posterior a la plantación, se observa que la precipitación disminuye un 12 % y en forma coherente con ello se verifica la disminución de la escorrentía en ambas cuencas aunque más pronunciada siendo un 17 % en la de pastura y un 34 % en la forestada. Se destaca que en estas cuencas la comparación no es concluyente debido a la cantidad de datos faltantes de caudal, en particular en la cuenca forestada.

La comparación de la Figura 3.2.7, para el par de cuencas NEf-NEp, indica que los niveles de escorrentía anual y evapotranspiración real se mantienen similares entre períodos para la cuenca forestada, observándose una disminución del 5 % de la escorrentía luego del cierre del dosel de la plantación. En la cuenca de pastura se observa que la escorrentía aumenta un 41 % entre el período de plantación y el de calibración y un 14 % adicional en el tercer período. La evapotranspiración real por su parte presenta disminución entre períodos de 14 % en el segundo y un 13 adicional en el tercero. Éstos cambios no se interpretan como producto de variaciones en el promedio anual de la precipitación ya que éste permanece muy similar, sin embargo la gran variabilidad de ésta durante el último período hace necesario un análisis más en detalle como el que se presenta en el Apéndice C. También se complementa con el análisis de la reducción del caudal específico que sigue a continuación.

Reducción de Caudal Específico

Este indicador relaciona la reducción del caudal específico entre microcuencas con usos contrastantes, con la precipitación acumulada estacionalmente (meses de otoño-invierno y meses de primavera-verano) o anualmente, expresado en porcentaje.

$$RQ_{espec.} = \frac{Q_p - Q_f}{P} \times 100 (\%) \quad (3.2.4)$$

Donde: $RQ_{espec.}$ = reducción del escurrimiento específico, expresado como porcentaje de la precipitación incidente; Q_p = escurrimiento estacional o anual, medido a la salida de la microcuenca cubierta por pasturas naturales para uso ganadero; Q_f = escurrimiento estacional o anual, medido a la salida de la microcuenca forestada; P = precipitación acumulada, estacional o anual, promedio de ambas cuencas (si fueran diferentes).

En las Figuras 3.2.8 3.2.9 y 3.2.10, se presenta el indicador $RQ_{espec.}$ en función de la precipitación estacional y anual para los pares de microcuencas DTf-LCp, NEf-NEp y EVf-EVp. Se excluyen de esta

representación los años correspondientes a la cosecha, plantación y primeros 2 años de crecimiento de las plantaciones.

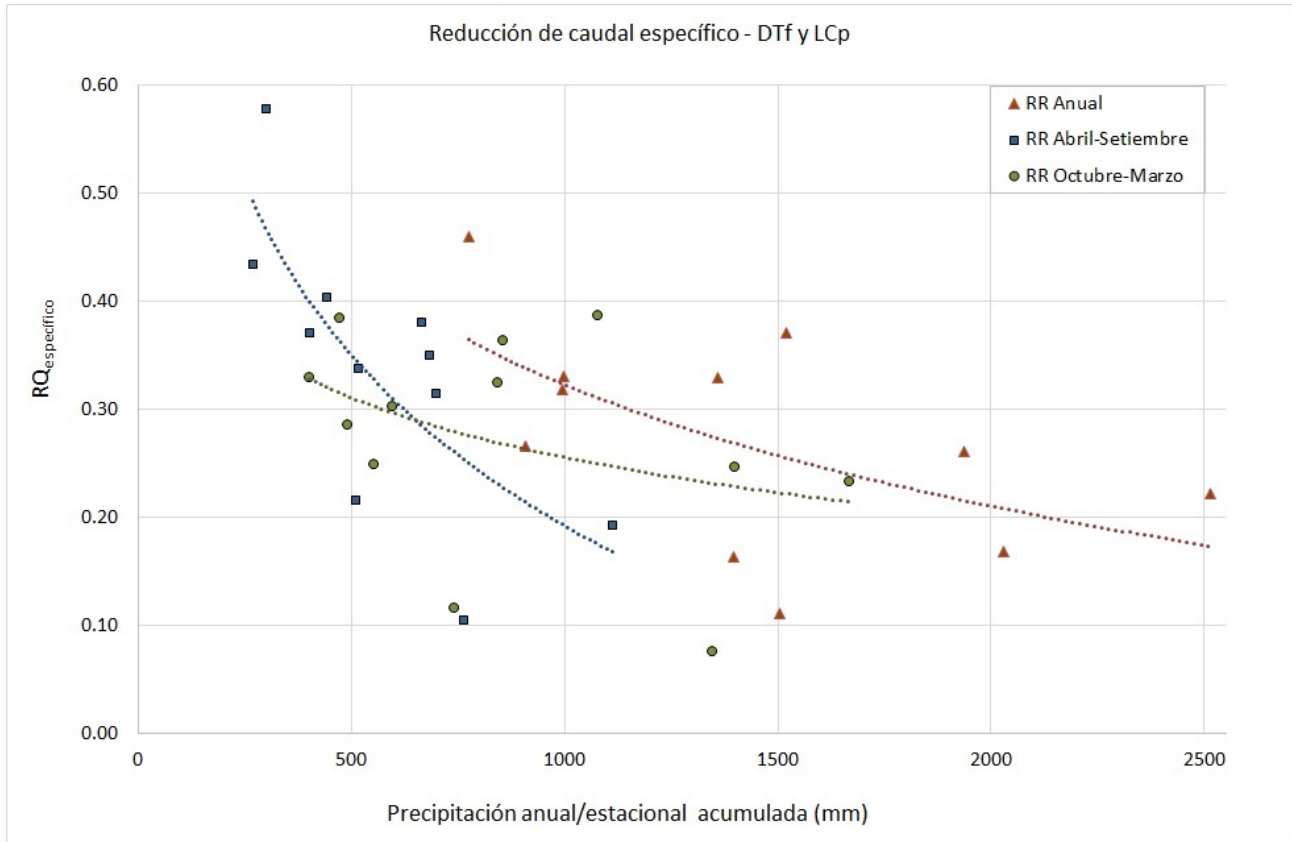


Figura 3.2.8: Reducción de caudal específico - DTf y LCp

La Figura 3.2.8, muestra que en el par DTf-LCp la reducción del caudal específico anual varía entre 11 y 46 % de la precipitación. A nivel estacional la reducción observada durante los periodos otoño-invierno varió entre 11 y 58 % para niveles de precipitación acumulada entre 270 y 1100 mm. En ambas series de datos se observa una tendencia decreciente del indicador al aumentar la precipitación. El rango de variación para los períodos de primavera-verano es algo inferior: 8-39 % pero en un rango más alto de precipitación de entre 400 y 1670 mm. En este período se destaca que la tendencia trazada presenta una dispersión mucho más alta, por lo cual la tendencia decreciente del indicador con el aumento de la precipitación no es marcada. Se ajustaron tendencias logarítmicas para las 3 series, las cuales presentan alta dispersión lo que indica que las variaciones interanuales e interestacionales de este indicador también dependen de otros factores como la distribución temporal de la lluvia, las condiciones meteorológicas y el contenido de humedad del suelo. Dichas variaciones son menores en la serie de datos estacionales abril-setiembre. De acuerdo a la tendencia trazada, para la precipitación anual promedio de la zona (1300mm) este indicador de reducción se sitúa en 25 % de la precipitación, mientras que para períodos estacionales con déficit hídrico (P<500mm) la reducción de caudal aumenta a valores entre 33 y 58 % de la precipitación del semestre. Se observa que para las 3 series el punto de máxima reducción corresponde al año hidrológico 2008-2009, período de excepcional déficit hídrico clasificado como "sequía severa" de acuerdo al Índice de Precipitación Estandarizado (INUMET s.f.).

La Figura 3.2.9, muestra que en el par NEp-NEf la reducción del caudal específico anual varía entre

CAPÍTULO 3. INDICADORES

-1 % y 31 % de la precipitación, situándose en 8 % para un valor medio de precipitación (1300 mm). Nuevamente las mayores reducciones se dan durante los periodos otoño-invierno en los que el indicador varía entre -5 % y 38 % para niveles de precipitación acumulada entre 400 y 1100mm. El rango de reducción en primavera-verano es más acotado: entre -1 % y 26 % para un rango algo más amplio de precipitación (370 a 1300mm). Se ajustaron tendencias logarítmicas para las 3 series, con buen ajuste en la serie anual y la de Abril-Setiembre.

Finalmente la Figura 3.2.10 presenta reducciones anuales para el par de microcuencas del norte EVf-EVp de entre

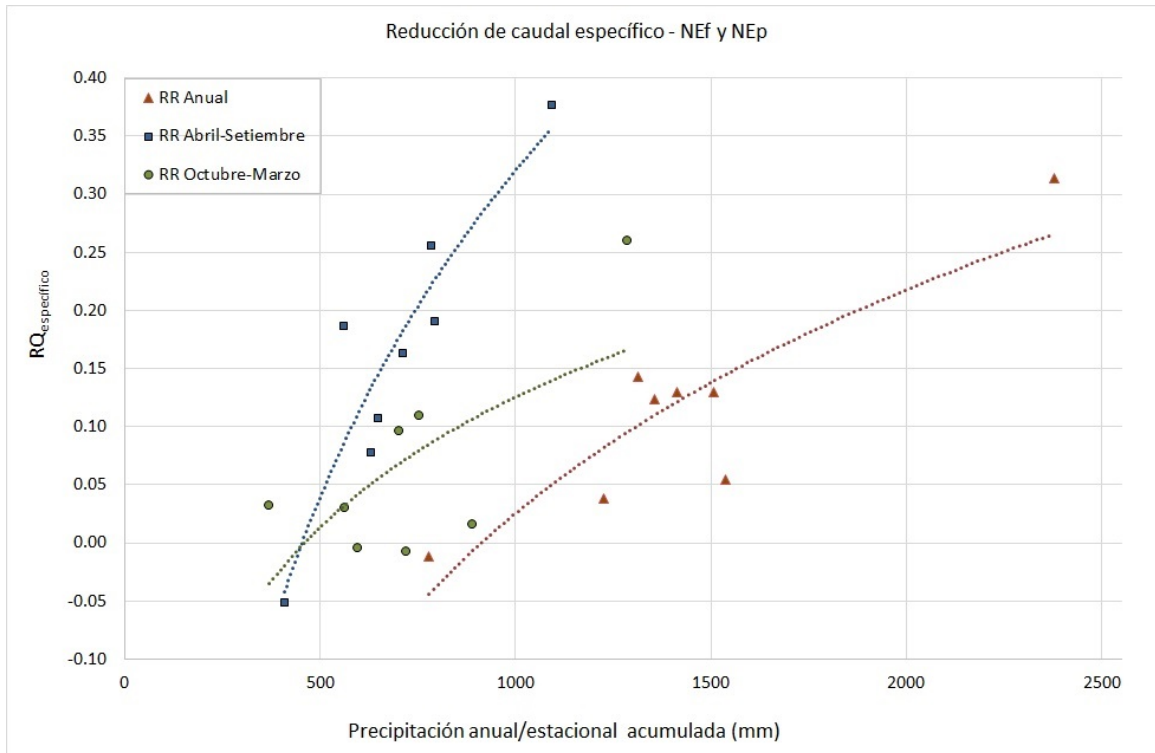


Figura 3.2.9: Reducción de caudal específico - NEf y NEp

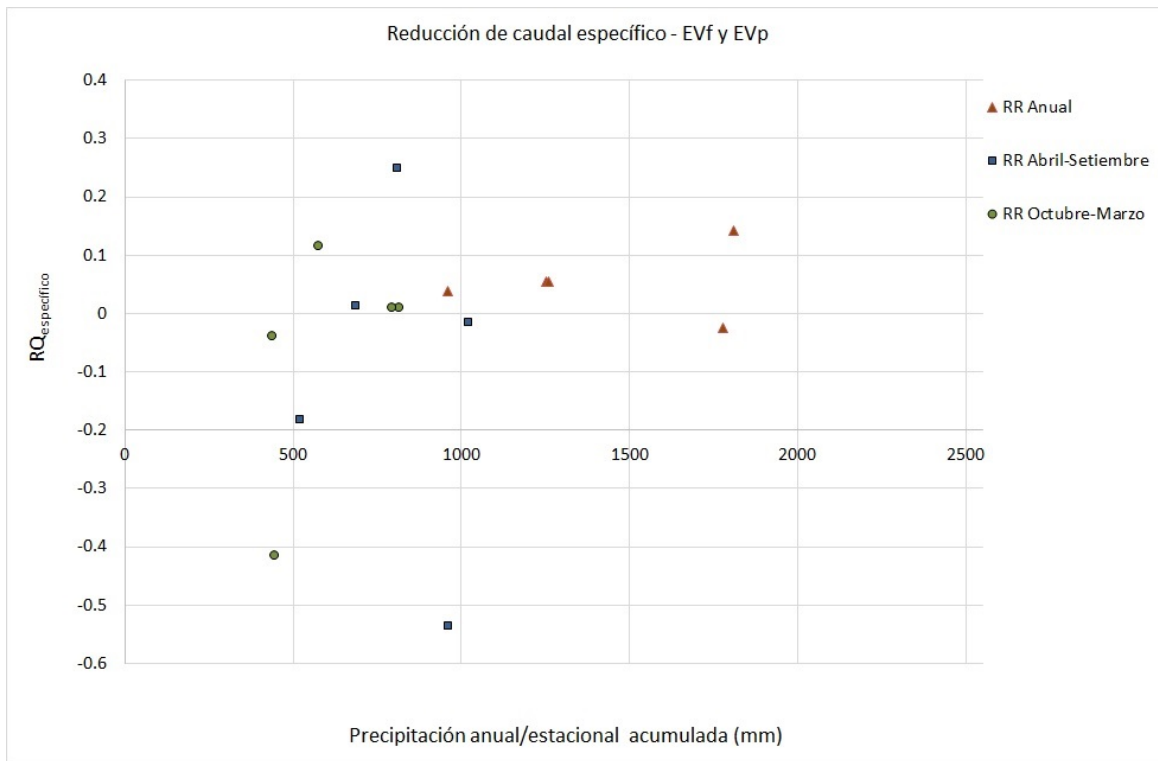


Figura 3.2.10: Reducción de caudal específico - EVf y EVp

En la comparación entre estas microcuencas se observa una tendencia creciente del indicador al aumentar la precipitación. Esta tendencia creciente del indicador de reducción del caudal específico con la precipitación para los pares NEf-NEp y EVf-EVp resulta llamativa además de contraria a lo observado para el par DTf-LCp para el cual se tiene un mayor período de monitoreo. Los factores incidentes en esta respuesta pueden ser el menor tamaño de estos dos pares de microcuencas, sus rápidos tiempos de respuesta asociados a la alta pendiente en los cauces y la escasa profundidad de los suelos en zonas amplias de la cuenca. Sin embargo, es un resultado que amerita continuar con un análisis particular.

Aumento de la Evapotranspiración real

La diferencia en la evapotranspiración real entre microcuencas de uso contrastante, se calcula como porcentaje de la precipitación anual o estacional, según:

$$\Delta ETR = \left(\frac{ETR_f - ETR_p}{P} \right) \times 100 (\%) \quad (3.2.5)$$

Donde: ΔETR =la diferencia en la evapotranspiración, expresada en porcentaje; ETR_f =evapotranspiración real en la cuenca forestal; ETR_p =evapotranspiración real en la cuenca con cobertura de campo natural; P =precipitación promedio entre cuencas (si es diferente).

Los valores que toma este indicador (Tabla 3.2.2) se mantienen aproximadamente dentro del rango observado para la reducción del caudal específico. Esto es debido a que la diferencia entre ambos indicadores está dada por la variación del almacenamiento de agua en el suelo, que como se observa

CAPÍTULO 3. INDICADORES

en las Tablas B.0.1 a B.0.5, es de un orden menor a los restantes términos del balance hídrico. Excluyendo los años correspondientes a la cosecha, plantación y primeros 2 años de crecimiento de las plantaciones la variación de éste indicador en términos anuales se sitúa para DTf-LCp entre 9 y 49 % de la precipitación anual y para NEf-NEp entre 2 y 31 % de la precipitación anual. Para DTf-LCp las diferencias aumentan en los períodos estacionales con déficit hídrico ($P < 500\text{mm}$) alcanzando el rango 31 a 71 % de la precipitación semestral, dándose la máximas diferencias nuevamente en el año hidrológico 2008-2009.

Observando todo el período de monitoreo, en las microcuencas DTf-LCp se destaca el período Oc15-Mar17 durante el cual se observan los valores mínimos del indicador luego de la cosecha de la plantación forestal y durante el primer año de crecimiento de la nueva plantación. En el par NEf-NEp el indicador toma valores negativos durante el período de calibración, lo cual se condice con el comportamiento mencionado más adelante en relación a un mayor flujo base en la microcuenca NEf, de forma que esta diferencia puede atribuirse a una mayor variación del almacenamiento subterráneo en la microcuenca forestal y no a un menor consumo de la cobertura vegetal, que en ese período era idéntica. También se puede considerar que hacia el final del período de calibración, parte de la microcuenca NEp fue laboreada para plantación forestal, lo cual influiría en el mismo sentido en un aumento de la evapotranspiración.

Tabla 3.2.2: Diferencia en la evapotranspiración real entre microcuencas

Período	ΔETR para DTf-LCp			ΔETR para NEf-NEp		
	Anual	Abril-Set	Oct-Mar	Anual	Abril-Set	Oct-Mar
			0.42			
Abr07-Mar 08	0.30	0.41	0.23			
Abr08-Mar 09	0.49	0.71	0.35	-0.10	-0.15	-0.06
Abr09-Mar 10	0.26	0.49	0.22	0.04	-0.06	0.06
Abr10-Mar 11	0.28	0.25	0.31	-0.09	-0.11	-0.07
Abr11-Mar 12	0.09	0.12	0.07	-0.02	-0.02	-0.03
Abr12-Mar 13	0.18	0.30	0.12	0.06	0.14	0.01
Abr13-Mar 14	0.35	0.36	0.34	0.13	0.18	0.09
Abr14-Mar 15	0.20	0.35	0.10	0.06	0.12	0.01
Abr15-Mar 16	0.13	0.20	0.06	0.06	0.09	0.02
Abr16-Mar 17	0.15	0.08	0.22	0.12	0.25	-0.01
Abr17-Mar 18	0.13	0.18	0.04	0.13	0.15	0.10
Abr18-Mar 19	0.23	0.28	0.19	0.31	0.34	0.29
Abr19-Mar 20	0.37	0.48	0.29	0.12	0.18	0.05
Abr20-Mar 21	0.28	0.41	0.19	0.02	-0.05	0.09

Finalmente se comparan los valores obtenidos de este indicador a nivel anual para las microcuencas, con las curvas desarrolladas por Zhang et al. 2001, que representan ETR para cuencas forestadas y cubiertas por pasturas, en función de la precipitación anual. La Figura 3.2.11 muestra para el par DTf-LCp un buen ajuste en ambas series, con mayor dispersión de la ETR en DTf para el rango de precipitación menor a 1600 mm anuales. Por otra parte en el par NEf-NEp se observa un buen ajuste de la ETR de la microcuenca forestada, mientras que la ETR de la microcuenca de pastura presenta una gran dispersión que se amplía hacia los valores extremos de precipitación y no se ajusta a la curva propuesta por el modelo de Zhang.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

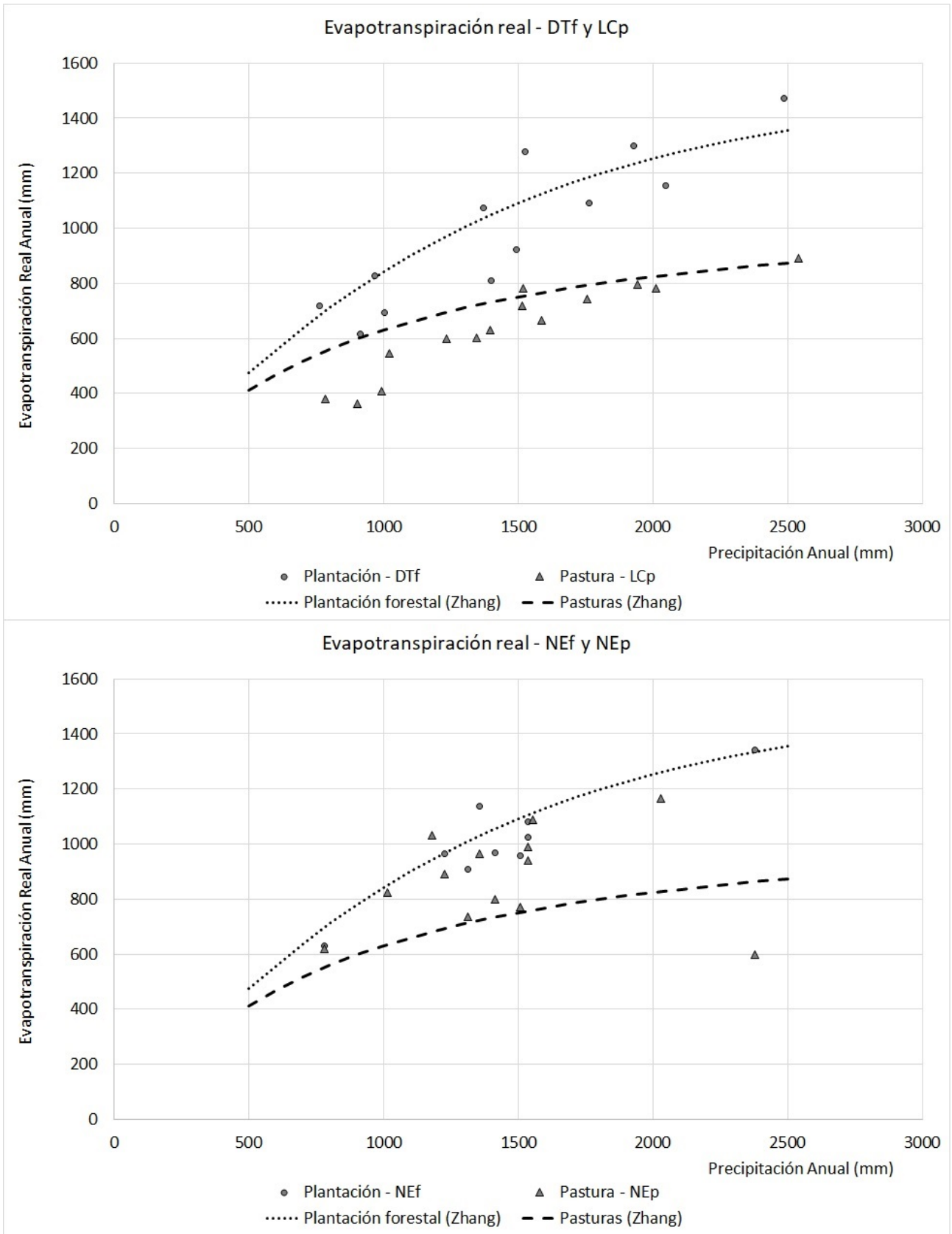


Figura 3.2.11: Comparación entre la evapotranspiración real registrada en las microcuencas y las curvas de Zhang et al. (1999).

Curvas de permanencia de caudal

La curva de permanencia del caudal (CPC) muestra el porcentaje de tiempo durante el cual se iguala o supera un determinado caudal. Las curvas se construyen en base a las series históricas de caudal diarios separadas en dos períodos: antes y después del evento de cambio de uso de suelo ocurrido en cada caso: plantación (NEf y EVf) o replantación (DTf). La diferencia estadística entre los períodos se analiza para la hipótesis nula de que la función de distribución de la cuenca de pasturas es mayor que la función de distribución de la cuenca forestada, utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov.

Como indicadores del cambio en el régimen de caudales entre períodos para cada cuenca se consideran las reducciones, entre períodos, de los siguientes caudales característicos (en mm/día):

- \bar{Q}_{CPC} : caudal promedio del período: área bajo la CPC
- Q_{10} : caudal con 10 % de excedencia, representativo de los caudales máximos
- Q_{50} : caudal con 50 % de excedencia, mediana de cada serie.
- Q_{90} : caudal con 90 % de excedencia, representativo de los caudales mínimos.

El indicador de reducción en cada caso se calcula según:

$$RQ_{CPC} = \frac{Q_{CPC}^{PRE} - Q_{CPC}^{POS}}{Q_{CPC}^{PRE}} \times 100 (\%) \quad (3.2.6)$$

Donde: RQ_{CPC} = reducción del caudal característico de la CPC (\bar{Q}_{CPC} , Q_{10} , Q_{50} o Q_{90}); Q_{CPC}^{PRE} = caudal característico de la CPC en el período pre forestación; Q_{CPC}^{POS} = caudal característico de la CPC en el período pos forestación.

Las CPC para ambos períodos en los tres pares de microcuencas se muestran en las Figuras 3.2.12, 3.2.13 y 3.2.14.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

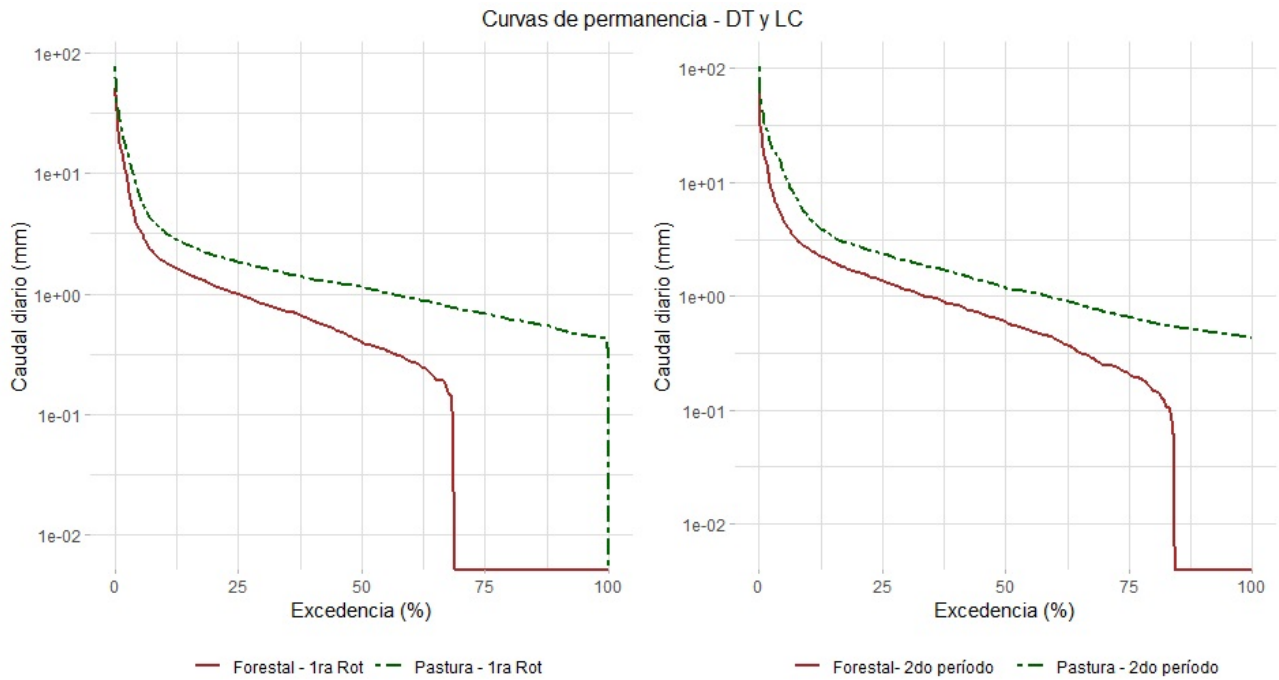


Figura 3.2.12: Curvas de permanencia de caudal por período - DTf y LCp.

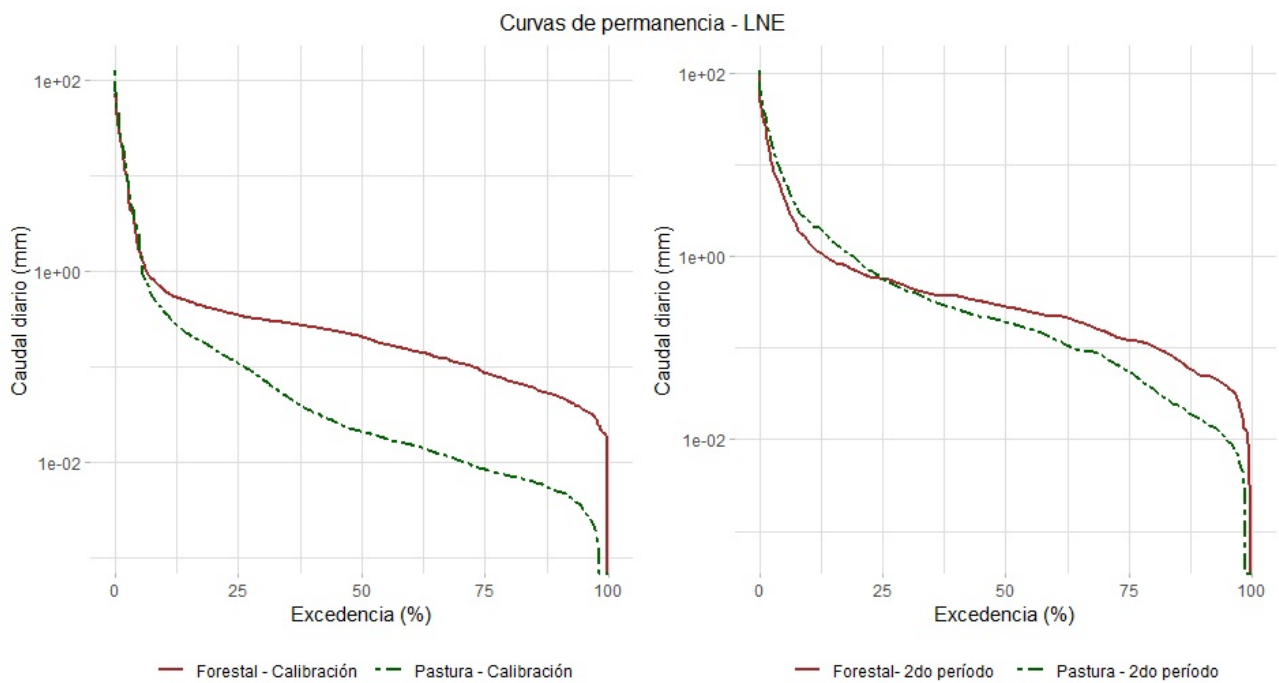


Figura 3.2.13: Curvas de permanencia de caudal por período - NE.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

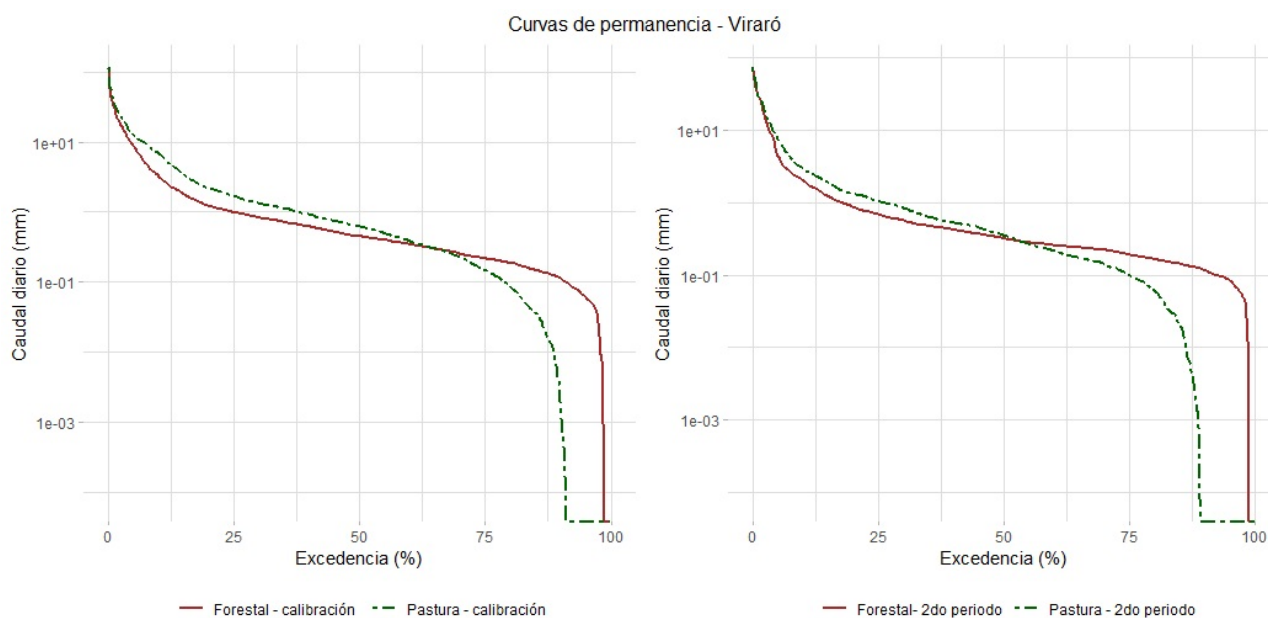


Figura 3.2.14: Curvas de permanencia de caudal por período - Viraró.

En la Tabla 3.2.3 se resumen para todos los casos, los indicadores mencionados. Para casi todos los casos comparados se encontró que la diferencia entre curvas es estadísticamente significativa (p -valor < 0.01), la excepción resultó para el período de calibración en NE donde las series no pueden considerarse estadísticamente distintas.

Tabla 3.2.3: Indicadores de las CPC para ambos períodos de los tres pares de microcuencas (caudales diarios en mm/d).

	\overline{Q}_{CPC}	Q_{10}	Q_{50}	Q_{90}
DTf - LC _p				
Past-1rot	2.21	3.30	1.31	0.5
For-1rot	1.14	1.84	0.40	0
Past-2rot	2.95	4.9	1.18	0.5
For-2rot	1.42	2.6	0.6	0
NEf - NE _p				
Past-cal	0.97	0.37	0.02	0.01
For-cal	0.96	0.64	0.21	0.05
Past-1rot	1.72	2.41	0.19	0.02
For-1rot	1.28	1.42	0.28	0.05
EVf - EV _p				
Past-cal	2.70	6.79	0.62	0.0017
For-cal	1.88	3.16	0.45	0.11
Past-1rot	1.82	2.92	0.35	0
For-1rot	1.53	2.03	0.32	0.11

El análisis en los tres pares de microcuencas, muestra caudales diarios promedio menores en la microcuenca forestada para todos los períodos. En DTf-LCp la reducción es similar para ambos períodos 48 % durante la primera plantación y 52 % para el segundo período, a pesar de que en este último solo se muestran los primeros tres años de crecimiento ya que el monitoreo de caudal en LCp presenta problemas desde el año 2017 por mal funcionamiento del vertedero como se ha explicado anteriormente. En NEf-NEp, la reducción en el caudal medio durante el período de calibración es mínima (1 %) y podría considerarse debido a la diferencia estructural entre cuencas. Sin embargo, se destaca la diferencia en caudales medios y bajos, siendo la cuenca NEf la que presenta los valores más altos de caudal base. Durante el período de forestación, la diferencia en el caudal diario aumenta entre las cuencas siendo la reducción del caudal promedio de 26 %.

Se observa que los caudales máximos (representados por el Q_{10}) presentan menores valores en las microcuencas forestadas de cada par, mientras que los caudales mínimos (Q_{90}) tienen un comportamiento diferencial, presentando valores menores en DTf respecto a LCp, pero mayores en las microcuencas forestadas de los otros dos pares (NEf y EVf) en relación a las de pastura. Esto puede indicar una tendencia a que en las microcuencas más pequeñas (12-60 ha), la reducción de los caudales está dada por la reducción de los caudales altos y medios, mientras que los caudales asociados al flujo base (Q_{50} y Q_{90}) permanecen sin ser afectados. Esto indica que las microcuencas pequeñas están dominadas por los procesos de escorrentía directa, mientras que procesos como la infiltración y la recarga son de menor relevancia, mientras que las microcuencas DTf y LCp por el contrario están más dominadas por procesos de infiltración y recarga. Este resultado se alinea con lo observado en el indicador $RQ_{\text{especifico}}$, donde se observó una tendencia contraria para la relación con la precipitación entre el par DTf-LCp y el NEf-NEp, ya que si la reducción de caudal en NEf está dada por la reducción de los caudales medios a altos este efecto se produce principalmente durante los eventos de precipitación de mediana y gran magnitud.

Recarga

La metodología empleada para estimar la recarga en las microcuencas experimentales, incluyó tres aproximaciones: i) estimación de recarga mediante el análisis de la fluctuaciones del nivel freático, ii) balance de agua en el suelo empleando el software Visual Balan v2.0 (Samper et al. 2000) y iii) balance en el suelo de la deposición atmosférica de cloruros. Se caracterizó la recarga difusa de los pares de microcuencas experimentales DTf-LCp y NEf-NEp. Para el par EVf-EVp aún no es posible la implementación de las metodologías seleccionadas debido a la necesidad de una mejor caracterización del medio geológico y de mayor longitud y continuidad de las series de datos.

Los resultados obtenidos con el modelo VB y el balance de cloruros concluyen que la recarga difusa en el par de microcuencas DTf-LCp es mayor respecto al par NEf-NEp. Esto indica que las características intrínsecas y estructurales de cada cuenca juegan un papel preponderante en la componente de recarga. En este caso las diferencias se deben probablemente a las diferencias en tamaño y pendiente de los cauces, características edáficas y geología de superficie entre ambos pares.

Para DTf y LCp los métodos de variación del nivel freático y el modelo VB estiman una reducción de la recarga entre la pastura y la forestada de entre 6 y 15 % de la precipitación. La menor recarga estimada en DTf difiere de lo encontrado en Silveira et al. 2016a que descontaba solo para la cuenca LCp un aporte subterráneo externo. Actualmente y con la información que aporta la construcción y monitoreo de piezómetros en los límites de ambas microcuencas, se está considerando que el aporte regional subterráneo existe en ambas cuencas. Para el balance de cloruros, metodología con mayor incertidumbre en este caso, las diferencias entre cuencas no fueron significativas (aumento del 1 % en

la forestada).

Por otro lado entre NEf y NEp las diferencias en la recarga no son significativas, pero la tendencia en NEf muestra la disminución de la recarga en el tiempo, mientras que la recarga en la microcuenca NEp aumenta en forma concordante al aumento de la precipitación media anual.

El detalle de la metodología y resultados para la estimación de este indicador, se describen en el Apéndice C.

3.2.2. Macrocuencas

Para las macrocuencas estudiadas, la estimación de indicadores implica la división de las series temporales de datos observados (precipitación y caudal) en dos períodos: preforestación (PRE) y posforestación (POS). Para la definición de estos períodos se utilizó la prueba de Pettitt basada en rangos estadísticos (Pettitt 1979) aplicada a la serie temporal de caudales mensuales que identifica de ser posible, el año calendario en el que se produce un cambio brusco en la tendencia de la variable.

Se evaluó la evolución temporal de la relación precipitación escurrimiento (P-Q) en forma acumulada, mediante las curvas de doble masa analizando la vinculación entre los períodos PRE y POS con la forma de esa curva. Se analizaron las curvas de permanencia de caudal (CPC) al igual que en las microcuencas, para la identificación de cambios en sus principales indicadores. Finalmente se trabajó con una simplificación del balance hídrico anual, para estimar la evapotranspiración y analizar la relación de esa variable con los períodos PRE y POS.

Curvas doble masa precipitación-escurrimiento

Con el objetivo de identificar los posibles cambios en la relación precipitación-escurrimiento a lo largo del tiempo, se trabajó con las curvas de doble masa (CDM) para cada cuenca que muestran la relación entre precipitación y caudal en forma acumulada en el período de tiempo común sin datos faltantes. Cuando las variables presentan una relación proporcional esta queda representada por una línea recta de pendiente constante, si esa línea presenta una inflexión, la diferencia entre las pendientes a cada lado del quiebre indica la magnitud del cambio en la relación entre las dos variables.

En la Tabla 3.2.4 se muestran los años calendario para umbrales significativos de superficie forestada en cada cuenca, el año umbral que define los períodos PRE y POS de acuerdo a la prueba de Pettitt y las pendientes estimadas en la regresión lineal de cada tramo de la CDM. En las gráficas de la Figura 3.2.15 se observan las curvas doble masa de precipitación y caudal mensuales acumulados para las cuatro cuencas con mayor forestación.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.2.4: Años calendario para umbrales significativos de superficie forestada.

ID Cuenca	Año de umbral 5 %/10 %/15 %	Año umbral Pettit	Pendiente CDM PRE/POS
CU	1996/1999/2001	2003(*)	0.44 / 0.34 (**)
BO	1998/2001/2003	2003(***)	0.47 / 0.33 (**)
MD	1997/2000/2002	2003(**)	0.40 / 0.34 (**)
TC	1999/2001/2003	2003(*)	0.42 / 0.33 (**)
DE	1994/1996/2002	2000(*)	0.24 / 0.27
AG	2004/2012/—	1997(*)	0.24 / 0.27
CE	2003/—/—	2003	0.42 / 0.39 (**)
FM	2002/—/—	2005(*)	0.35 / 0.31 (**)
QG	2004/—/—	2000(***)	0.31 / 0.38
BE	2002/—/—	1994	0.24 / 0.30

(*) $p_v < 0.1$, (**) $p_v < 0.01$, (***) $p_v < 0.001$

Las cuencas CU, BO, MD, TC y DE presentan quiebres significativos en la tendencia del caudal en años que se ubican en un entorno de hasta 24 meses del umbral del 15 % de forestación en la cuenca. En las primeras 4 cuencas se observa además en la CDM, una reducción significativa en la relación P-Q, lo cual indica que a igual nivel de precipitación ocurrida se genera menor escorrentía en el período POS. La misma situación se observa para las cuencas CE y FM, pero en este caso el umbral de quiebre de la tendencia del caudal se da cercano al 5 % de forestación y no es significativo para CE, aunque la reducción de pendiente entre períodos de las CDM de ambas cuencas si lo es.

Finalmente se observa que para las cuencas AG, QG y BE el umbral de cambio de tendencia según Pettit no está vinculado a la evolución del área forestada en la cuenca ya que es previo en los 3 casos. En estas cuencas y en la DE, además se observan incrementos en la relación P-Q entre períodos de acuerdo a la CDM, aunque no son significativos.

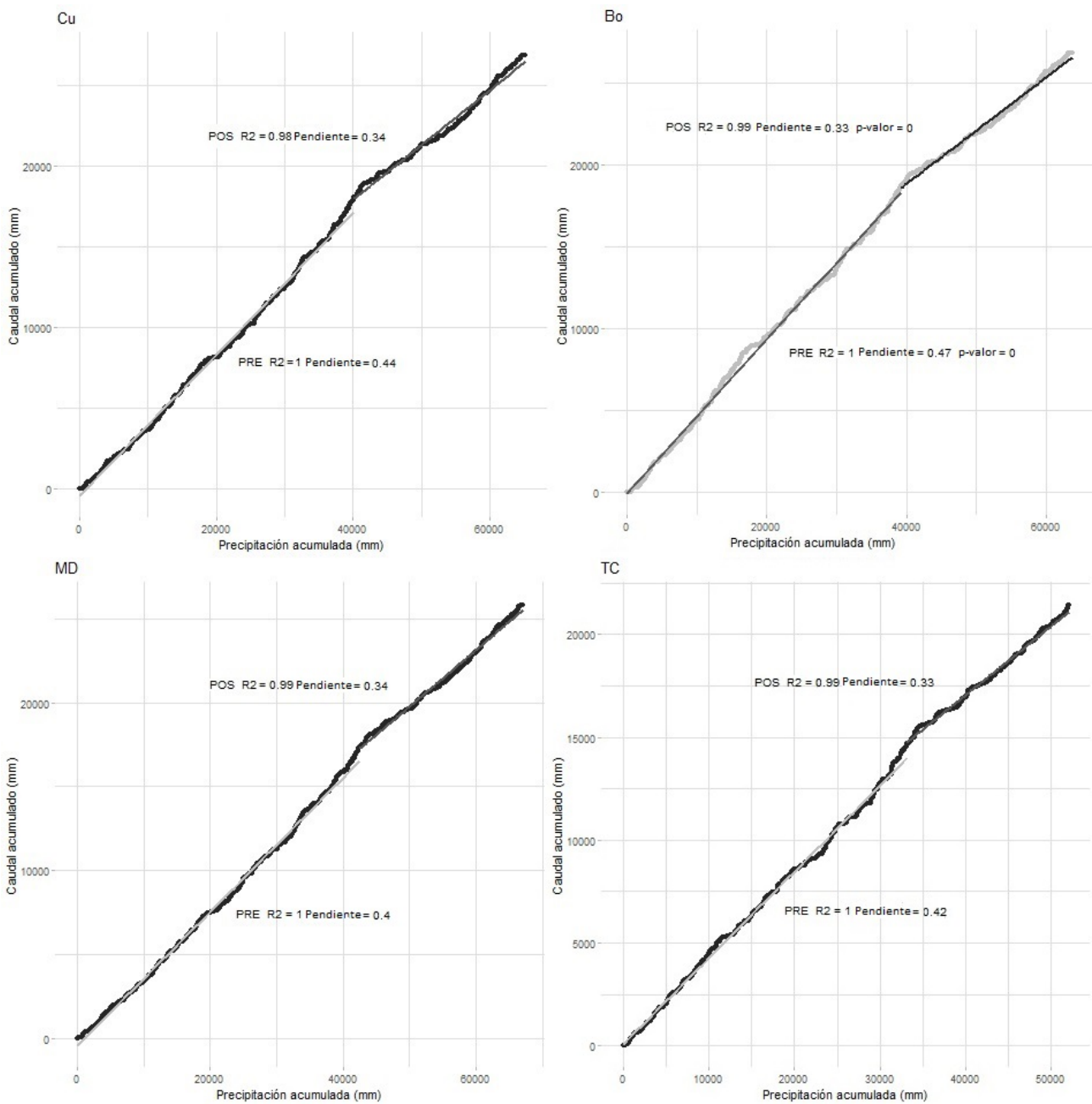


Figura 3.2.15: Curvas doble masa (CDM) en las cuatro macrocuenas más forestadas.

Curvas de permanencia de caudal

Las CPC derivadas de los datos diarios de caudal para los dos períodos: PRE y POS en las cuatro macrocuenas más forestadas se muestran en la Figura 3.2.16. Mientras que en la Tabla 3.2.5 se resumen los caudales característicos de las correspondientes CPC. Las restantes macrocuenas no se incluyen en la tabla ya que sus CPC no presentaron diferencias significativas entre ambos períodos.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

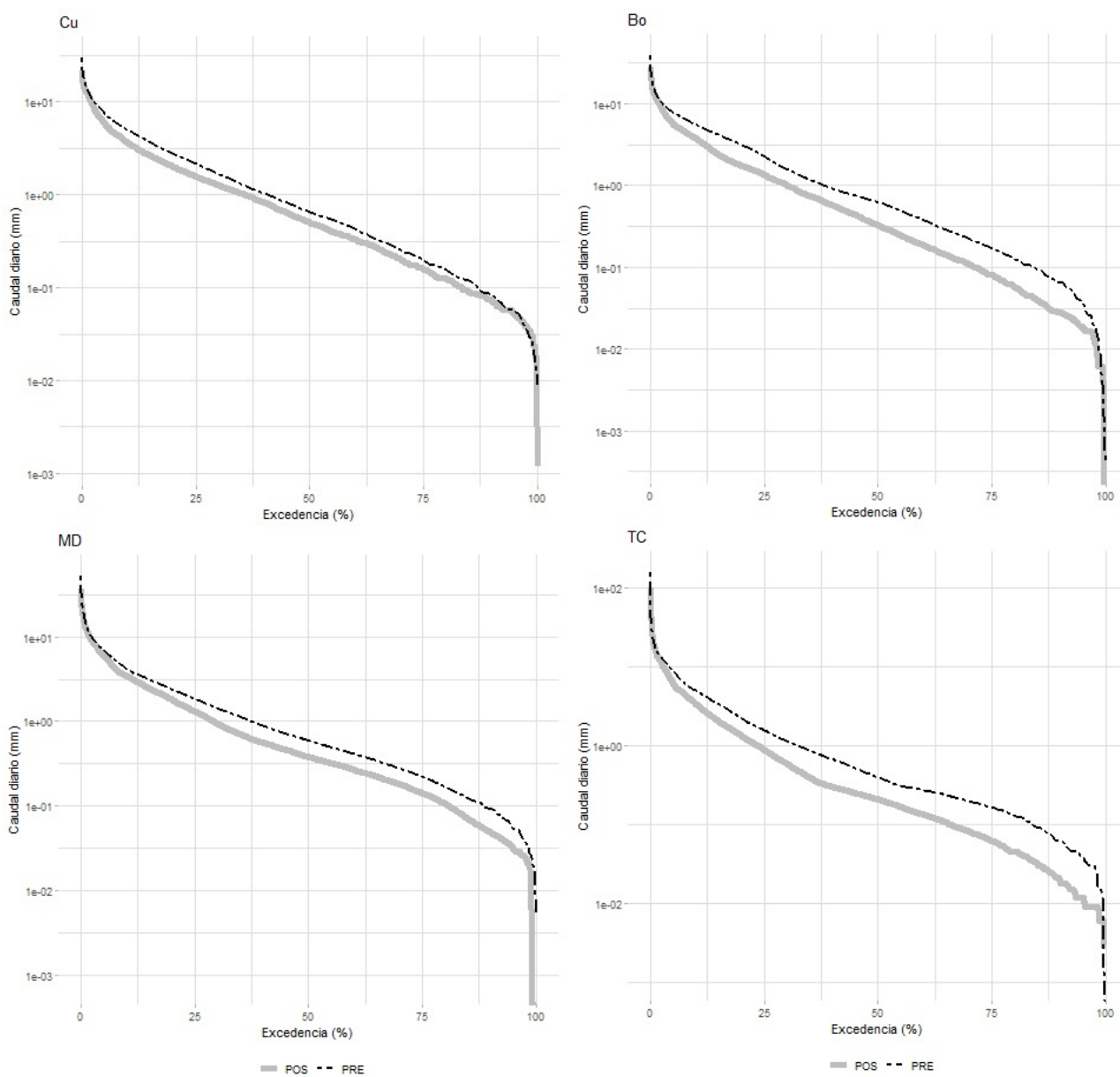


Figura 3.2.16: Curvas de permanencia de caudal (CPC) en las cuatro macrocuencas más forestadas.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.2.5: Indicadores de la CPC para macrocuencas en los periodos PRE y POS.

ID macrocuenca	Período PRE				Período POS			
	\overline{Q}_{PRE}^{CPC}	Q ₁₀	Q ₅₀	Q ₉₀	\overline{Q}_{POS}^{CPC}	Q ₁₀	Q ₅₀	Q ₉₀
CU	1.80	4.91	0.65	0.08	1.40	3.62	0.50	0.07
BO	1.87	5.53	0.62	0.06	1.28	3.77	0.33	0.03
MD	1.69	4.18	0.59	0.09	1.33	3.44	0.38	0.05
TC	1.86	5.00	0.40	0.06	1.32	3.40	0.21	0.02
DE	0.85	2.06	0.23	0.07	1.11	3.15	0.33	0.00
CE	1.65	3.25	0.59	0.06	1.47	2.81	0.43	0.04
FM	1.22	2.52	0.42	0.09	1.36	2.65	0.39	0.05
BE	0.87	1.31	0.21	0.07	1.09	1.85	0.19	0.03

La comparación entre las CPC muestra una reducción entre períodos para todos los caudales característicos en las cuatro cuencas más forestadas: CU, BO, MD y TC y la cuenca CE. Por el contrario las cuencas DE, FM y BE muestran un aumento del caudal promedio en el período POS. Las cuencas BO y TC muestran una mayor pendiente de la CPC en el segundo período, lo que refleja que la mayor reducción ocurre en los caudales bajos (Q₅₀ y Q₉₀) en el período POS. Vale aclarar que en este análisis no se contemplaron las posibles extracciones de agua en las cuencas que podrían corresponder a tomas y embalses los cuales de existir estarían afectando este mismo rango de caudales.

La reducción del caudal promedio diario, estimada según la Ecuación (3.2.16) se ubica entre 21 y 31 % para las macrocuencas del norte y en 11 % para la CE. Bosch y Hewlett (1982) en su revisión de 250 cuencas a nivel global, mostraron que la forestación con Eucalyptus genera una reducción del caudal anual de 40 mm por cada 10 % de aumento de la superficie forestada. Expresado en esos términos las reducciones observadas en el caudal promedio anual para las cuencas más forestadas resultan de 35mm/10 % para CU, 67 para BO y MD y 107mm/10 % para TC. Estas diferencias que pueden atribuirse a las características locales muestran que ese valor promedio que surge de la bibliografía internacional representa para éstas cuencas una subestimación.

Es importante destacar también que debido a que la comparación se hace entre diferentes períodos de tiempo, las diferencias observadas para las macrocuencas entre ambos periodos reflejan la superposición de efectos generados por el aumento de la forestación y la variabilidad y/o cambio del clima en la zona.

Balance Hídrico y evapotranspiración

La ecuación del balance hídrico (Ecuación 3.2.2), en paso anual, permite estimar la evapotranspiración real anual, despreciando los términos de variación de almacenamiento de agua en el suelo y recarga por ser de menor magnitud:

$$P = Q_s + ETR \quad (3.2.7)$$

Donde: P = precipitación incidente (mm); Q_s= caudal específico medido a la salida de la cuenca (mm) y ETR= evapotranspiración real (mm).

La ETR así estimada para ambos períodos, se utiliza para realizar la estimación del coeficiente w de las curvas de Zhang et al. 1999, que representa las diferentes características de la cobertura vegetal en cuanto al uso del agua del suelo. En el trabajo de Zhang et al. 1999 este parámetro toma los valores

de 0.5 para pasturas y 2.0 para cobertura forestal, estimados a partir del balance hídrico en más de 250 cuencas con diferentes coberturas, clima y suelos.

Considerando las ocho cuencas que reportaron diferencias significativas para los indicadores anteriores, se estiman los valores de w que mejor ajustan a las series de ETR para ambos períodos PRE y POS obteniendo los valores 0.95 y 1.53 respectivamente. Como se observa en la Figura 3.2.17, ambas series de ETR presentan una gran dispersión en todo el rango de precipitación observado y no se ajustan a las curvas propuestas por Zhang. Si bien los valores estimados del parámetro w para los períodos PRE y POS en las macrocuencas se encuentran dentro del rango planteado por Zhang su diferencia es considerablemente menor y las series de ETR con las que se estimaron, no presentan diferencias significativas entre los períodos PRE y POS.

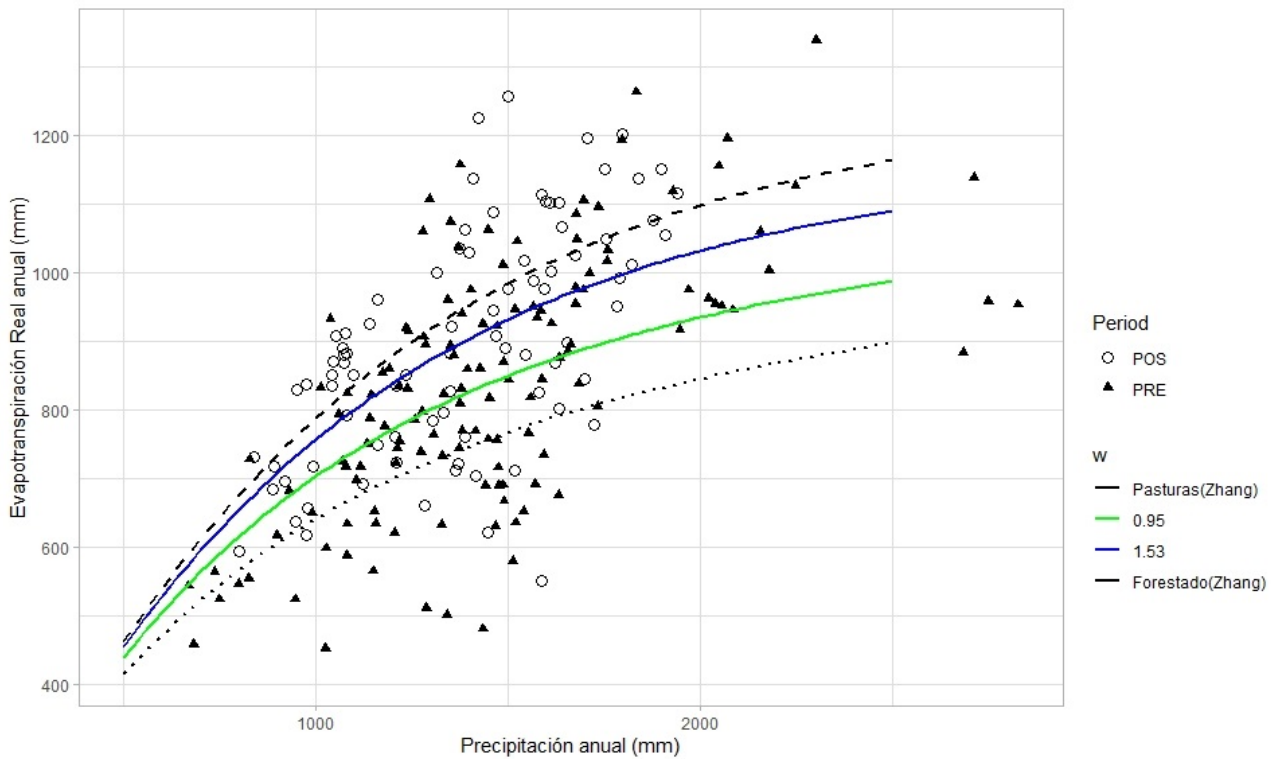


Figura 3.2.17: Comparación entre la evapotranspiración real estimada por balance hídrico anual en las macrocuencas y las curvas de Zhang et al. (1999).

3.2.3. Conclusiones

Con el objetivo de realizar comparaciones objetivas y estandarizadas, se definen indicadores hidrológicos que permiten un análisis comparativo entre pares de microcuencas experimentales y entre períodos temporales para el caso de las macrocuencas estudiadas. Los indicadores analizados en base al programa de monitoreo en los sitios experimentales, en particular los tres pares de microcuencas, permiten concluir lo siguiente:

- **Intercepción:** En términos globales, la intercepción del dosel forestal estimada en plantaciones de *Eucalyptus* sp. se encuentra entre 13 y 28 % de la precipitación total incidente. El monitoreo de largo plazo en las parcelas de DTf y NEf, muestran una tendencia creciente de la intercepción en la etapa más joven de la plantación (4-10 años), luego de la cual se observa un decrecimiento

(13-16 años). También se observaron diferencias en relación a la especie y densidad de plantación para un rango de edad comparable entre la parcela de NEf (E. Grandis, 1080á/ha, 7 a 10 años) y la de DTf (E. maidenni, 895 á/ha, 8 a 12 años) que presentan valores medios de intercepción de 28 y 20 % respectivamente. Adicionalmente se validó el modelo de Gash para las tres parcelas, obteniendo ajustes satisfactorios que permitieron su implementación en la modelación acoplada para la estimación de caudales.

- Reducción de caudal específico: En años hidrológicos medios (precipitación anual 1300 mm), la reducción del caudal específico se sitúa en 25 % para el par DTf-LCp y en 8 % para el par NEf-NEp. En períodos estacionales caracterizados por déficit hídrico (270-440 mm), la reducción del caudal específico crece a valores entre 37-44 % para las microcuencas de DTf-LCp, donde se observa una tendencia decreciente del indicador con el aumento de la precipitación. Por el contrario en las microcuencas NEf-NEp la tendencia registrada es creciente entre -3 % y 38 % para períodos estacionales con precipitación entre 370 y 1100 mm.
- Evapotranspiración real y balance hídrico: La diferencia entre la cobertura forestal y las pasturas naturales, para las microcuencas DTf-LCp alcanza el rango 57-31 % en períodos estacionales con déficit hídrico (270-440 mm) y decrece a valores entre 22 y 12 % en estaciones húmedas que superan los 1300 mm. En las microcuencas NEf-NEp este indicador se mantiene muy similar al de reducción del caudal específico por la influencia marginal que tiene la variación de agua en el suelo en el balance para la estimación de la evapotranspiración en estas cuencas (1-2 %). Se observa además que el balance hídrico es consistente en las microcuencas y que la evapotranspiración estimada mediante éste muestra un ajuste aceptable con las relaciones desarrolladas por Zhang et al. (1999, 2001) para las microcuencas DTf, LCp y NEf, mientras que la microcuenca NEp presenta una importante dispersión en relación a la curva correspondiente a cobertura de pastura natural.
- Curvas de permanencia: El análisis en los tres pares de microcuencas muestra caudales diarios promedio menores en la microcuenca forestada para todos los períodos. El indicador de caudales máximos (representados por el Q_{10}) presenta menores valores en las microcuencas forestadas de cada par, mientras que los caudales mínimos (Q_{90}) tienen un comportamiento diferencial, presentando valores menores en DTf respecto a LCp, pero mayores en las microcuencas forestadas de los otros dos pares (NEf y EVf) en relación a las de pastura.

Para evaluar cambios en el régimen de escorrentía en las macrocuencas con mayor forestación del Uruguay, se trabajó con los indicadores curvas de doble masa, curva de permanencia y balance hídrico anual y comparándolos entre el período preforestación y posforestación de las cuencas.

- Curvas doble masa: Las CDM de las cuencas CU, BO, MD, TC y DE presentan quiebres significativos en la tendencia del caudal en años que se ubican en un entorno del umbral del 15 % de forestación. Para las 4 primeras cuencas se observa además en la CDM una reducción significativa en la relación P-Q, lo cual indica que a igual nivel de precipitación ocurrida se genera menor escorrentía en el período POS.
- Curvas de permanencia: En las cuatro cuencas más forestadas (CU, BO, MD y TC) y también en la cuenca CE, se observa una reducción del caudal promedio y de los indicadores Q_{10} , Q_{50} y Q_{90} entre los períodos PRE y POS. La reducción del caudal promedio diario se ubica entre 21 y 31 % para las 4 macrocuencas más forestadas. Las cuencas BO y TC muestran además una mayor pendiente de la CPC en el segundo período, lo que refleja que la mayor reducción ocurre en los caudales bajos en el período POS.

- Evapotranspiración real y balance hídrico: Las series de ETR estimadas por balance hídrico anual en ambos períodos, presentan una gran dispersión en todo el rango de precipitación observado y no se ajustan a las curvas propuestas por Zhang. Si bien los valores estimados del parámetro w para los períodos PRE y POS en las macrocuencas se encuentran dentro del rango planteado por Zhang su diferencia es considerablemente menor y las series de ETR con las que se estimaron, no presentan diferencias significativas entre los períodos PRE y POS.

Es importante destacar dos aspectos limitantes en este análisis a nivel de macrocuencas, en primer lugar que al efectuarse la comparación entre diferentes períodos de tiempo se produce una superposición de los efectos de la forestación y la variabilidad climática en los resultados presentados. En segundo lugar que no han sido considerados en el análisis los posibles efectos de usos extractivos en las cuencas como tomas de agua o represamientos.

3.3. Indicadores de calidad de agua y biológicos en microcuencas

La creciente expansión de la frontera con fines productivos (silvícola, agrícola y ganadero), junto con un aumento en la demanda de recursos hidrobiológicos, ocasionan alteraciones a las condiciones naturales que se expresan en una menor integridad de los ambientes fluviales y sus biotas asociadas (Sabater et al. 2018). Diversas actividades de origen antrópico promueven cambios a nivel global promoviendo una alta pérdida de biodiversidad. En el caso de los insectos y otros invertebrados, se ha documentado que son uno de los grupos más afectados con un decrecimiento de hasta más del 76 % de su abundancia en las últimas décadas. Se estima que para los grupos acuáticos esta cifra sea mucho mayor debido a que los ecosistemas acuáticos, sobre todo pequeños arroyos, enfrentan mayores amenazas y son más susceptibles a los disturbios ocasionados por la actividad humana que muchos ecosistemas terrestres (Baranov et al. 2020).

Así mismo, las comunidades de peces en ecosistemas fluviales se han visto amenazados por los cambios en el uso del suelo que ocasionan cambios permanentes en la estructura de sus hábitats (Stauffer et al. 2000; Wilkinson et al. 2018; Chen y Olden 2020). Por ejemplo, el aumento de la erosión del suelo y la sedimentación de los cauces, tienen efectos negativos sobre la riqueza y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y peces al homogeneizar el hábitat (Erós y Campbell Grant 2015; Montag et al. 2019). Dichos efectos sobre las biotas acuáticas, se pueden expresar en cambios en la composición y en la disminución de los atributos comunitarios como riqueza, densidad, biomasa (Ostrand1 y Wilde 2002; Benejam et al. 2016), y finalmente en el funcionamiento de diversos procesos ecosistémicos, como la dinámica de la estructura trófica y el procesamiento de la materia orgánica (Leitão et al. 2018; Kovalenko 2019). A nivel global, estos cambios alteran el ciclo de carbono y de nutrientes fundamentales como nitrógeno y fósforo, así como la disponibilidad de agua de buena calidad y otros servicios ecosistémicos (Welti et al. 2017). Es por ello que el estudio y monitoreo del efecto de actividades en las cuencas sobre las comunidades acuáticas, así como la generación de bases de datos adecuadas, son temas de gran interés en la gestión ambiental. El empleo de atributos de las comunidades de macroinvertebrados y peces, junto con la valoración de la calidad el agua de acuerdo a parámetros físico-químicos clásicos, son claves para el desarrollo de métodos que interpreten el estado de conservación del hábitat fluvial con fines de manejo y/o restauración (Rodríguez-Olarte et al. 2020).

En los últimos años se ha registrado que las actividades relacionadas con la forestación, sobre todo con especies de *Eucalyptus*, pueden generar efectos negativos sobre la calidad del agua (Cuevas et al. 2018), la fauna acuática y en algunos procesos ecosistémicos, como la descomposición de la materia orgánica (Correa-Araneda et al. 2015, Correa-Araneda et al. 2017; Kiffer Jr et al. 2018; Ferreira et al. 2016, b; 2018; 2019). Esto se debe a la alta evapotranspiración de las plantaciones que promueve la disminución del nivel de los acuíferos que sustentan los arroyos (Mattos et al. 2019). Así mismo, las características químicas de las hojas del eucaliptus (alta concentración de metabolitos secundarios) pueden inducir cambios en el comportamiento de los organismos acuáticos que procesan la materia orgánica (Boyero et al. 2012; Ferreira et al., 2018).

En Uruguay la forestación actualmente ocupa más de 1068370 hectáreas y se estima que dicha área continuará incrementándose en los siguientes años (Dirección General Forestal, 2021). Por lo tanto, es necesario evaluar los posibles efectos de esta actividad sobre los ecosistemas fluviales, utilizando indicadores biológicos en conjunto con parámetros fisicoquímicos e hidrológicos de calidad de agua. Cabe destacar que el modelo de sistema de producción forestal en nuestro país, recientemente ha incluido la producción ganadera con el fin de evaluar la existencia de sinergias entre dichos rubros. Para ello se introduce ganado en las zonas bajas no forestadas. Además del impacto bioeconómico a nivel de sistema de producción, la forestación podría tener efectos benéficos per se a través de una

mejora en la producción individual en el ganado, particularmente en verano y en invierno a través del suministro de sombra y abrigo, respectivamente (UPM, 2019). A continuación, se presentan los resultados obtenidos del diseño de modelos para establecer parámetros indicadores de cambios en la calidad del agua en comunidades biológicas acuáticas (macroinvertebrados y peces) y en una función ecosistémica clave, como la tasa de descomposición de materia orgánica.

3.3.1. Análisis estadísticos

Calidad de agua

Para evaluar la influencia de la cobertura forestal (% de área de cuenca forestada) sobre los parámetros fisicoquímicos del agua, las métricas de macroinvertebrados acuáticos, y de peces, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM). Este tipo de modelos son una extensión de los modelos de regresión lineal y suelen utilizarse en los análisis de datos cuyas variables respuesta, no cumplen con los supuestos de distribución normal y homogeneidad de varianzas. En este caso, modelamos según la distribución de la variable respuesta y una función de enlace con respecto a las variables explicativas. La distribución de nuestra variable respuesta es analizada previamente en función a la naturaleza de los datos. En este caso, se utilizaron las familias Gamma con enlace “log” para NT, NTD, PT y PTD, y para las otras variables se utilizó Log-Normal (NH₄, K y TDS) y Gaussiana (NO₃, pH y O₂) (Zuur et al. 2009).

Comunidad de macroinvertebrados y peces

En el caso de los modelos aplicados a las métricas de macroinvertebrados, se utilizó la familia beta con enlace “logit”. Finalmente, en los modelos asociados a peces se utilizaron GLMs de familia Log-Normal para aquellos variables continuas y GLMs de familia beta para aquellos datos asociados a proporciones de abundancias.

Se utilizaron como variables explicativas el porcentaje de área forestada y la estación climática (invierno - verano), evaluando modelos aditivos y con interacción entre las variables. Para ello, se utilizó la función automática “step-wise” para la selección del modelo final. El criterio de selección de cada modelo final (tanto para calidad de aguas como para las comunidades), se basó en el análisis visual del comportamiento de los residuales, criterio de selección de Akaike (AIC) y la bondad y ajuste (pseudo-R²) (Zuur et al. 2009). Los modelos fueron realizados mediante el software R versión 3.6.0 (R Core Team 2019) junto con los paquetes fitdistplus (Delignette-Muller et al. 2015), betareg (Cribari-Neto y Zeileis 2010), ggplot2 (Wickham 2011).

Descomposición de la materia orgánica

Para analizar la composición química de los sustratos, nitrógeno total, fósforo total, carbono total, lignina y contenido calórico, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando la matriz de correlación para observar cuáles variables se relacionan con cada sustrato. Para analizar el efecto de las plantaciones forestales sobre las variables comunitarias microbianas (riqueza, biomasa, tasa de esporulación, respiración microbiana y clorofila a) de macroinvertebrados (riqueza, densidad y biomasa de taxones y grupos funcionales) asociados a los distintos sustratos y entre los distintos sistemas (uso del suelo: ganadería extensiva y forestal), se utilizaron GLMs anidando los arroyos individuales dentro de cada tipo de sistema. Para ello, se analizó previamente la familia de distribución para cada variable respuesta según el origen de los datos: para datos de riqueza, se utilizó distribución de Poisson, mientras que para las variables continuas se utilizó distribución Gaussiana y Gamma. Para los estudios de composición de la esporulación específica de hongos, la abundancia y biomasa relativa

de taxones y grupos funcionales de macroinvertebrados, se utilizó análisis permutacional de varianza multivariado (PERMANOVA) utilizando la matriz de distancia de similitud Bray-Curtis y comparando tipo de sistemas y sustratos (Anderson, 2011). Para conocer la contribución específica de cada especie/taxón a las diferencias observadas en el análisis anterior, se utilizó el análisis permutacional de similitud SIMPER (Clarke 1993).

La tasa de descomposición fue estimada a partir del modelo negativo de decaimiento exponencial (Petersen y Cummins 1974): $M_t = M_0 \times e^{-kt}$, donde M_0 es la masa inicial, M_t es la masa remanente en el tiempo t y k es la tasa de descomposición. Para obtener los valores de k , se realizaron regresiones lineales utilizando el logaritmo de la fracción de la AFDM remanente como variable dependiente, el tiempo en días como variable independiente y el intercepto fijo $\log(1) = 0$. Mediante análisis de covarianza anidado (ANCOVA, arroyo anidado en tipo de sistema), el log (fracción de la AFDM remanente) fue comparado entre tipos de sistemas y entre sustratos.

La relación entre la tasa de descomposición de los sustratos (variable dependiente) con las comunidades acuáticas (macroinvertebrados e hifomicetos) y las variables ambientales (consideradas como las posibles variables predictoras), fueron analizadas mediante modelos de regresión lineal múltiples. Se evaluaron distintos modelos utilizando la función step, y se seleccionaron los mejores predictores utilizando el valor mínimo de Akaike (AIC) entre modelos (Zuur et al. 2009). La validación de los supuestos del modelo lineal múltiple se realizó mediante análisis visual de los residuales. Para cumplir con los supuestos de los modelos, cuando fue necesario, se transformaron las variables mediante logaritmo en base 10. Los análisis se realizaron mediante los softwares libres PAST 3 (Hammer et al. 2001) y R versión 3.6.0 (Team 2019).

3.3.2. Resultados de los indicadores de calidad de agua y biológicos en microcuencas

Evaluación de la calidad del agua en microcuencas forestadas

Los valores de fósforo mostraron, para la mayoría de los sitios (Figura 3.3.1A), bajas concentraciones de fósforo total PT (límite máximo según los estándares nacionales - decreto 253-79 ley Código de agua- de PT: $25 \mu gL^{-1}$. ; Alvareda et al. 2020). No obstante, algunos sitios superan dicho límite establecido (e.g., DF-C7F, DF-2018-19, DF-DT, DF-2018-13). Similarmente, los valores de nitrógeno total NT, total disuelto NTD, nitrato NO₃ y amonio NH₄ también fueron bajos, y en el caso del nitrato estuvieron muy por debajo de los límites máximos según los estándares nacionales (NO₃: $10000 \mu gL^{-1}$) (Figura 3.3.1).

Por otro lado, hubo una mayor concentración de oxígeno disuelto en invierno (promedio $9.12 mgL^{-1}$) que en verano (promedio $8.44 mgL^{-1}$). Algunos sitios (DF-2018-20, DF-C7F, DF-2018-13, DF-F7) mostraron valores en verano por debajo de los límites máximos según los estándares nacionales de buena calidad (mínimo aceptable: $5 mgL^{-1}$). Los valores de pH (promedio 7.35) estuvieron dentro de los límites recomendables (6.5-8.5) con tendencia a la alcalinidad (DF-S16). Los valores promedio de conductividad específica (K) y sólidos disueltos totales (STD) fueron de $0.24 \mu S cm^{-1}$ y $0.15 mgL^{-1}$ respectivamente, donde algunos sitios mostraron los mayores valores de estas variables en invierno (ej., DF-2018-20, DF-DT, DF-2018-21). Los valores medios de temperatura en cada estación fueron $22.2^\circ C$ (verano) y $11.9^\circ C$ (invierno).

CAPÍTULO 3. INDICADORES

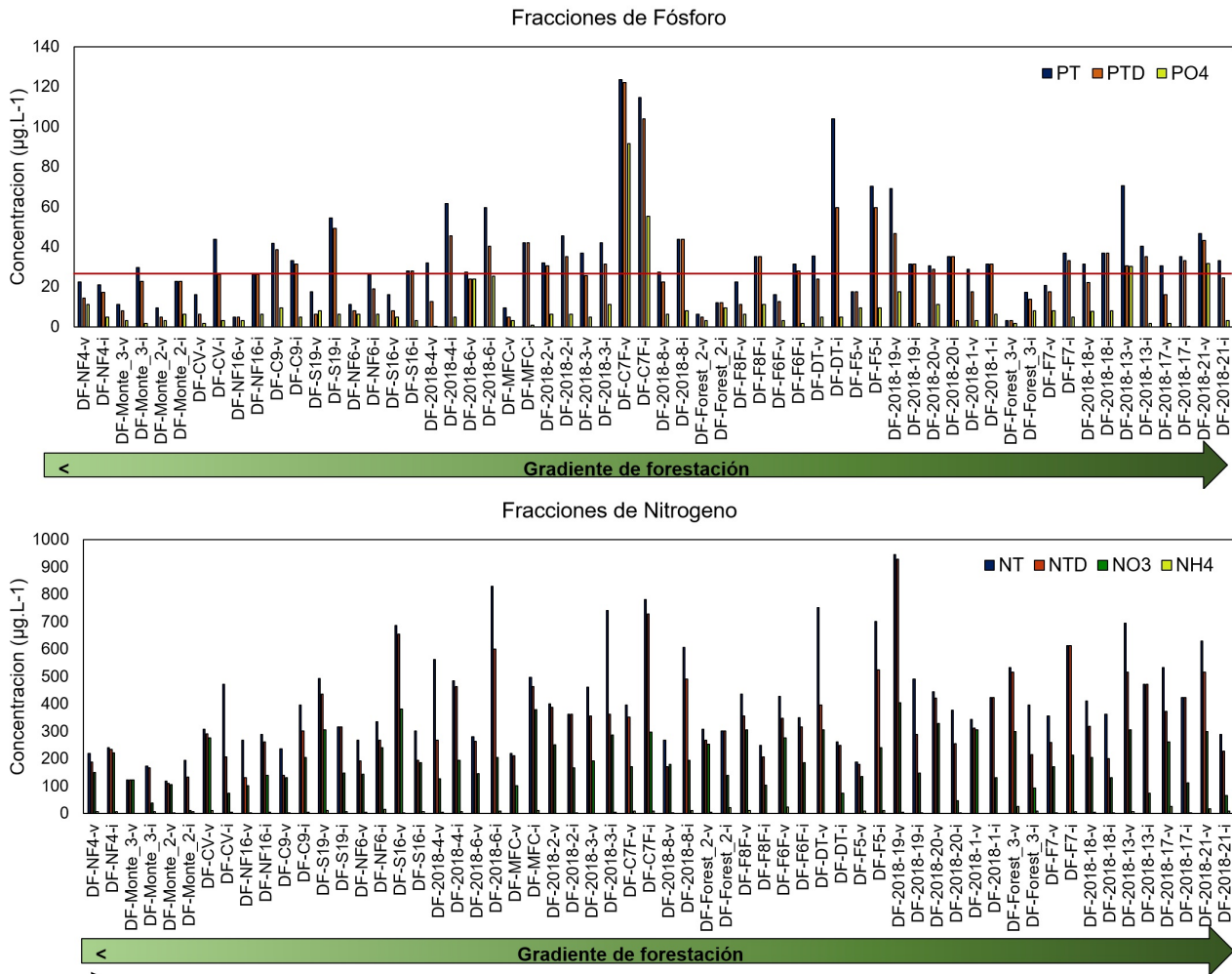


Figura 3.3.1: **A:** Concentraciones de las fracciones de fósforo (PT, PTD, PO₄) y **B:** fracciones de nitrógeno (NT, NTD, NO₃, NH₄) en los 30 sitios a lo largo de un gradiente de forestación. Las letras (-v) y (-i) que acompañan los nombres de los sitios, indican los valores obtenidos en los muestreos en verano e invierno respectivamente. La línea roja en A indica el límite máximo permitido de las concentraciones de PT (25 µg. L⁻¹) según los estándares nacionales vigentes.

Los modelos seleccionados consideran las variables físico-químicas (variable dependiente) que presentaron una relación significativa con el gradiente de cobertura forestal (% Forestación, variable predictora) (Tabla 3.3.1). En este caso, las concentraciones de NT, NTD, NO₃, NH₄, PT, PTD, PO₄, K y STD, incrementaron en sitios con mayor área forestada, mientras que la concentración de OD tuvo una relación negativa con la forestación (Figura 3.3.2). Tanto el NT, como NTD y PTD aumentan significativamente con el área forestada independiente de la estación del año.

Las relaciones diferenciales que se observan entre el verano y el invierno para algunas de las variables generan la necesidad de que el uso de dichos modelos sea de forma diferencial para invierno y verano. Las variables NO₃, NH₄, PO₄, mostraron una tendencia a aumentar en verano, mientras que K, OD y STD, presentaron sus mayores valores en invierno (Figura 3.3.2). Una mayor frecuencia de muestreos para abarcar distintas condiciones intra-anales y entre años con diferentes condiciones climáticas (ej. Fenómenos de El Niño o La Niña) permitirá realizar ajustes de estos modelos.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Una de las posibles hipótesis que pueden explicar el aumento de la concentración de nutrientes en los sitios con mayor cobertura forestal, es que, las plantaciones están asociadas a la presencia de ganado, lo cual podría estar generando una mayor densidad de ganado en las zonas aledañas a los cursos de agua (o zonas buffer), si se le compara con sitios con la ganadería extensiva donde suelen estar más dispersos. En este sentido el ganado podría estar generando un mayor impacto en los sistemas forestales.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.1: Modelos lineales generalizados (GLM) que explican los efectos de la cobertura forestal (% Forestación) sobre los distintos parámetros fisicoquímicos del agua: nitrógeno total y nitrógeno total disuelto (NT, NTD, $\mu g.L^{-1}$), nitrato (NO_3 ; $\mu g.L^{-1}$), amonio (NH_4 ; $\mu g.L^{-1}$), fósforo total y fósforo total disuelto (PT, PTD, $\mu g.L^{-1}$) y fosfato (PO_4 ; $\mu g.L^{-1}$), conductividad específica (K, $\mu S.cm^{-1}$), pH, oxígeno disuelto (OD, $\mu g.L^{-1}$) y sólidos totales disueltos (STD, $mg.L^{-1}$). Como covariable al % de forestación, se introdujo la estación climática (verano e invierno). Se muestran los valores de bondad de ajuste (pseudo-R2), los valores de los estimados (B0: intercepto; B1: pendiente), el error estándar (\pm Error std), el estadístico (t) y significancia (p) para cada variable predictora del modelo. Las variables que fueron significativas para el modelo se muestran marcadas en negrita y los valores de los coeficientes en los modelos fueron devueltos a su valor original utilizando la ecuación $\exp(x)$. La lectura de los modelos se realiza de la siguiente forma, tomando como ejemplo el modelo para nitrógeno total: cuando la variable % Forestación aumenta un desvío estándar, la concentración de NT aumenta (B1) $1.01 \mu g.L^{-1}$ con respecto al valor del intercepto (B0) $334.52 \pm 2.23 \mu g.L^{-1}$ invierno y 333.46 ± 1.11 en verano. Esta correlación fue de 4.8 % (pseudo-R2= 0.048) y fue significativa (p= 0.009). Se puede realizar el mismo razonamiento para las variables restantes en cada modelo.

Indicador	Coefficientes	Estimados	Error std	t	P
NT~ Forestación + Estación	B0: Invierno	334.52	2.23	0.51	0.616
GLM Gamma(Log)	B0: Verano	333.46	1.11	55.30	<0.001
Pseudo-R2: 0.048	B1: Forestación (%)	1.00	1.00	2.70	0.009
NTD~ Forestación	B0	272.52	1.10	59.32	<0.001
GLM Gamma(Log)	B1: Forestación (%)	1.01	1.00	2.76	0.008
Pseudo-R2: 0.119					
NO3~ Forestación x Estación	B0: Invierno	180.29	30.34	0.20	0.840
GLM Gaussiana	B0: Verano	173.51	174.51	7.64	<0.001
Pseudo-R2: 0.257	B1: Invierno* Forestación (%)	-0.57	1.15	-2.84	0.006
	B1: Verano* Forestación (%)	1.35	0.48	2.82	0.007
NH4~ Forestación x Estación	B0: Invierno	7.90	1.99	2.49	0.016
GLM Log-Normal	B0: Verano	2.90	1.33	3.74	0.000
Pseudo-R2: 0.133	B1: Invierno* Forestación (%)	0.99	1.01	-2.89	0.005
	B1: Verano* Forestación (%)	1.01	1.01	1.82	0.075
PT~ Forestación + Estación	B0: Invierno	34.98	1.42	18.57	0.032
GLM Gamma(Log)	B0: Verano	23.41	1.19	2.20	<0.001
Pseudo-R2: 0.202	B1: Forestación (%)	1.00	1.00	1.66	0.102
PTD~ Forestación + Estación	B0: Invierno	28.52	1.35	4.73	<0.001
GLM Gamma(Log)	B0: Verano	13.74	1.15	18.20	<0.001
Pseudo-R2: 0.34	B1: Forestación (%)	1.01	1.00	2.34	0.023
PO4~ Forestación x Estación	B0: Invierno	5.41	1.63	0.67	0.506
GLM Gamma(Log)	B0: Verano	4.47	1.22	7.44	<0.001
Pseudo-R2: 0.78	B1: Invierno* Forestación (%)	1.00	1.01	-2.12	0.039
	B2: Verano* Forestación (%)	1.01	1.00	2.88	0.006
K~ Forestación x Estación	B0: Invierno	0.13	1.74	-2.20	0.032
GLM Log-Normal	B0: Verano	0.29	1.20	-6.77	<0.001
Pseudo-R2: 0.167	B1: Invierno* Forestación (%)	1.01	1.01	2.87	0.006
	B1: Verano* Forestación (%)	1.00	1.00	-1.07	0.288
pH~ Forestación + Estación	B0: Invierno	7.52	0.20	2.34	0.023
GLM Gaussiana	B0: Verano	7.28	0.10	76.23	<0.001
Pseudo-R2: 0.127	B1: Forestación (%)	0.00	0.00	-1.67	0.100
OD~ Forestación + Estación	B0: Invierno	11.11	0.81	2.70	0.009
GLM Gaussiana	B0: Verano	10.35	0.27	39.03	<0.001
Pseudo-R2: 0.631	B1: Forestación (%)	-0.05	0.00	-10.2	<0.001
STD~ Forestación x Estación	B0: Invierno	0.08	1.73	-2.21	0.031
GLM Log-Normal	B0: Verano	0.19	1.20	-9.12	<0.001
Pseudo-R2: 0.166	B1: Invierno* Forestación (%)	1.01	1.01	2.88	0.006
	B1: Verano* Forestación (%)	1.00	1.00	-1.09	0.281

CAPÍTULO 3. INDICADORES

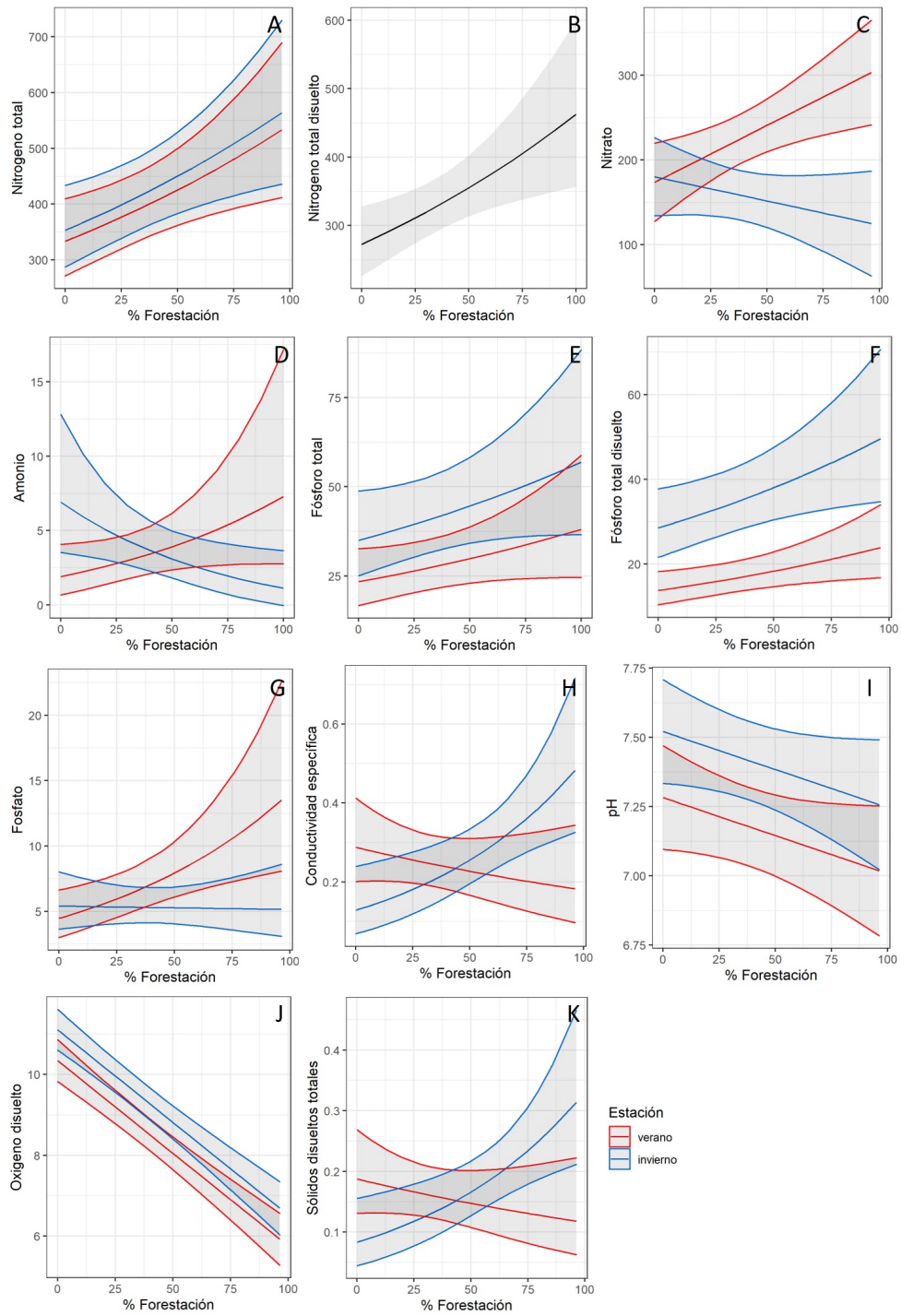


Figura 3.3.2: Modelos lineales generalizados que explican los efectos de la cobertura forestal (% Forestación) sobre los distintos parámetros físico-químicos del agua. En el caso de la figura “B”, no se muestran los resultados para cada estación debido a que los efectos del % Forestación no dependió de las variaciones estacionales.

Indicadores biológicos de cambios en el uso del suelo como una herramienta económicamente accesible y representativa de la calidad de agua

Macroinvertebrados

Los resultados obtenidos de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos indicaron, por una parte, que los métodos de muestreo fueron adecuados y permitieron reportar de manera efectiva una alta riqueza y abundancia de los organismos. Por otra parte, los 30 sitios seleccionados, demostraron ser representativos de las condiciones ambientales de los arroyos del país, lo cual, permite obtener una alta representatividad de la comunidad de macroinvertebrados en el gradiente de forestación. Así mismo, se obtuvo que dentro de la comunidad de macroinvertebrados, diversos grupos claves que son utilizados en la bioindicación, presentaron variaciones en sus abundancias dentro del gradiente de forestación.

En este sentido, se registró un total de 92664 individuos entre los 30 sitios en las dos estaciones de invierno y verano. Entre ellos, se reportaron 26 órdenes, de los cuales, se pudieron identificar 83 familias y 149 fueron descritos a nivel de género (Figura 3.3.3). En total, se obtuvieron 193 taxones, entre los más abundantes, se registraron las efímeras (*Caenis spp.* 13341 ind., *Americabaetis spp.*, 4462 ind.), larvas de mosquitos (familia *Chironomidae*, 8 630), caracoles (género *Heleobia spp.* 8 390), lombrices (subclase *Oligochaeta*, 6 405), y bivalvos (género *Pisidium spp.*, 3 732).

En cuanto a los grupos tróficos, los depredadores estuvieron conformados por un mayor número de taxones (n=90), seguido de los colectores-recolectores (n=329), fragmentadores (n=28), raspadores (n= 25), y filtradores (n=12) (ver Tablas A.2.2, A.2.3 y A.2.4 del Apéndice A).

CAPÍTULO 3. INDICADORES

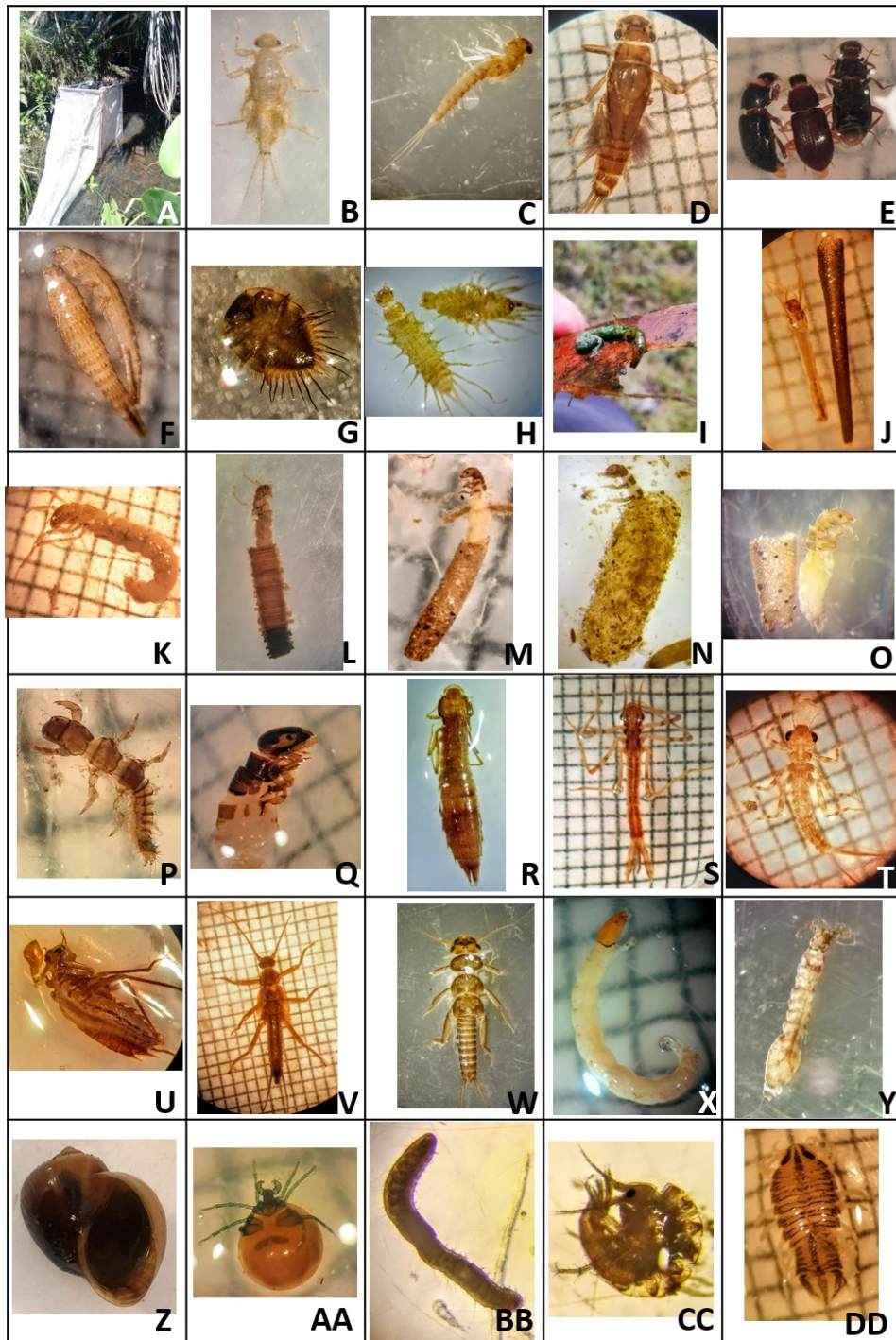


Figura 3.3.3: Algunos ejemplos de macroinvertebrados colectados en la zona de estudio. **A:** malla Surber utilizada para la colecta de los organismos en campo. **B-D: moscas de mayo:** B: *Caenis*; C: *Americabaetis*; D: *Ulmeritoides*; **E-H: escarabajos:** E: *Elmidae*; F: *Heterelmis*; G: *Ytu*; H: *Berosus*; **I-Q: frigáneas:** I: *Chimarra*; J: *Netopsyche*; K: *Netopsyche* 2; L: *Oecetis*; M: *Neotrichia*; N: *Hydroptila*; O: *Neotrichia* 2; P: *Orchrotrichia*; Q: *Marilia*; **R-U: libélulas y caballitos del diablo:** R: *Coryphaeschna*; S: *Mneserate*; T: *Argia*; U: *Planiplax*; **V-W: moscas de las piedras:** V: *Gripopteryx*; W: *Anacroneuria*; **X-Y: mosquitos:** X: *Tanyptodinae*; Y: *Simulium*; **caracoles:** Z: *Pomacea*; **ácaros:** AA: *Hydrachnidia*; **lombrices:** BB: *Oligochaeta*; **CC-DD: crustáceos:** CC: *Hyaella*; DD: *Asellidae*.

Modelos de predicción en los atributos de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

Los modelos seleccionados que consideran las métricas biológicas (bioindicadores, variable dependiente), presentaron relaciones significativas con el gradiente de cobertura forestal (% Forestación, variable predictora) (Tabla 3.3.2, Figura 3.3.4). Los grupos más sensibles a los disturbios, como la proporción de familias sensibles, y el índice EPT/Chironomidae, presentaron una disminución significativa con el incremento del área forestada en la cuenca. En los sitios con mayor porcentaje de cobertura forestal, hubo una menor cantidad de taxa sensibles, simultáneamente con aguas poco oxigenadas y con altas concentraciones de nutrientes, lo que podría estar afectando a los macroinvertebrados más sensibles (Miserendino et al. 2011; Horak et al. 2020).

La abundancia de las libélulas (suborden Zygoptera) disminuyeron significativamente con el incremento de la forestación en el verano, mientras que, en el invierno, se observó el patrón inverso con un incremento significativo de sus abundancias al incrementar la forestación (Figura 3.3.4). Los Zygoptera son considerados buenos indicadores de la integridad del hábitat debido a que tienen poca capacidad de dispersión, alta sensibilidad a los cambios de temperatura y alta especificidad de condiciones ambientales (Mendes et al. 2015; Calvão et al. 2016). Esto podría explicar que los efectos de la forestación sobre las abundancias de este grupo se vean más pronunciados en verano al existir un incremento de la temperatura y la concentración de nutrientes en agua y una reducción en la concentración de oxígeno.

Las lombrices (subclase Oligochaeta) presentaron un incremento significativo de sus abundancias con el incremento del área forestada en la cuenca (Figura 3.3.4). Estos resultados son concordantes con los resultados de calidad de agua y la tolerancia de estos organismos a la baja concentración de oxígeno disuelto, alta concentración de nutrientes y alta conductividad (Brand y Miserendino 2015). En el caso de los grupos funcionales, los modelos mostraron una reducción significativa de la abundancia de los raspadores, mientras que, con los grupos filtradores, fragmentadores y filtradores, se observó un incremento significativo con el incremento de la forestación (Figura 3.3.4). En el caso de los raspadores, la mayoría de los organismos que los conforman son organismos sensibles a condiciones de baja concentración de oxígeno y alta concentración de nutrientes (e.g., las familias Psephenidae, Hydroptilidae, Helicopsychidae), lo que podría explicar sus bajas abundancias en los sitios con alta cobertura forestal.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.2: Modelos lineales generalizados con distribución Beta (enlace logit), que explican los efectos de la proporción de cobertura forestal (% Forestación) sobre las distintas métricas de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. Como covariable al % de forestación, se introdujo la estación climática (verano e invierno). Se muestran los valores de bondad de ajuste (pseudor-R2), los valores de los estimados (B0: intercepto; B1: pendiente), el error estándar (\pm Error std), el estadístico (z) y significancia (p) para cada variable predictora del modelo. Las variables que fueron significativas para el modelo se muestran marcadas en negritas y los valores de los coeficientes y error std fueron devueltos a su valor original por medio de la ecuación: $exp(x)/1 + exp(x)$. La lectura de los modelos se realiza de la siguiente forma, tomando como ejemplo el modelo EPT/Chironomidae: cuando la variable % Forestación aumenta un desvío estándar, la proporción EPT/Chironomidae aumenta (B1) 0.50 ± 0.50 organismos con respecto al valor del intercepto (B0) 0.91 ± 0.6 invierno y 0.732 ± 0.55 en verano. Esta correlación fue de 17.6 % (pseudor-R2= 0.176) y fue significativa (p= 0.002). Se puede realizar el mismo razonamiento para las variables restantes.

Indicador	Coefficientes	Estimados	Error std	z	p
EPT/Chironomidae ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.176	B0: Invierno	0.91	0.60	6.48	<0.001
	B0: Verano	0.73	0.55	5.14	<0.001
	B1: Forestación (%)	0.50	0.50	-3.12	0.002
Zygoptera ~ Forestación * Estación Pseudo-R2: 0.124	B0: Invierno	0.00	0.63	-17.4	<0.001
	B0: Verano	0.03	0.56	-16.2	<0.001
	B1: Invierno*Forestación(%)	1.00	1.00	4.96	<0.001
	B1: Verano* Forestación(%)	0.50	0.50	-2.90	0.004
Oligochaeta ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.195	B0: Invierno	0.50	0.50	2.98	0.003
	B0: Verano	0.04	0.55	-16.4	<0.001
	B1: Forestación (%)	0.10	1.09	-15.4	<0.001
Fragmentadores ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.292	B0: Invierno	0.00	0.58	-20.9	<0.001
	B0: Verano	0.01	1.18	-22.2	<0.001
	B1: Forestación (%)	0.51	0.01	4.95	<0.001
Raspadores ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.168	B0: Invierno	0.17	0.61	-4.51	<0.001
	B0: Verano	0.28	0.55	-4.98	<0.001
	B1: Forestación (%)	0.50	0.50	-2.98	0.003
Filtradores ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.168	B0: Invierno	0.00	0.62	1.79	0.074
	B0: Verano	0.05	0.56	-12.2	<0.001
	B1: Forestación (%)	0.50	0.50	-11.4	<0.001
Depredadores ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.375	B0: Invierno	0.01	0.57	-18.2	<0.001
	B0: Verano	0.11	0.53	-15.5	<0.001
	B1: Forestación (%)	0.50	0.50	2.38	0.017
Familias Tolerantes ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.145	B0: Invierno	0.71	0.58	2.26	0.024
	B0: Verano	0.63	0.54	3.17	0.002
	B1: Forestación (%)	0.50	0.50	3.01	0.003
Familias Sensibles ~ Forestación + Estación Pseudo-R2: 0.187	B0: Invierno	0.27	0.58	-2.31	0.021
	B0: Verano	0.35	0.54	-3.57	0.000
	B1: Forestación (%)	0.50	0.50	-3.47	0.001

CAPÍTULO 3. INDICADORES

En el caso de los fragmentadores, a pesar de que tendieron a aumentar con la forestación, tuvieron abundancias muy bajas y fueron poco representados entre las comunidades de macroinvertebrados (Figura 3.3.4), lo cual es consistente con lo esperado para esta región (Boyero et al. 2012). Finalmente, los grupos depredadores fueron los organismos más representados en cuanto a riqueza. Estos organismos mostraron una tendencia a incrementar sus abundancias en verano en los sitios con mayor cobertura forestal. Entre los taxones que comprenden a este grupo trófico, la mayoría presentan alta tolerancia a los disturbios (e.g., órdenes Odonata, Coleoptera).

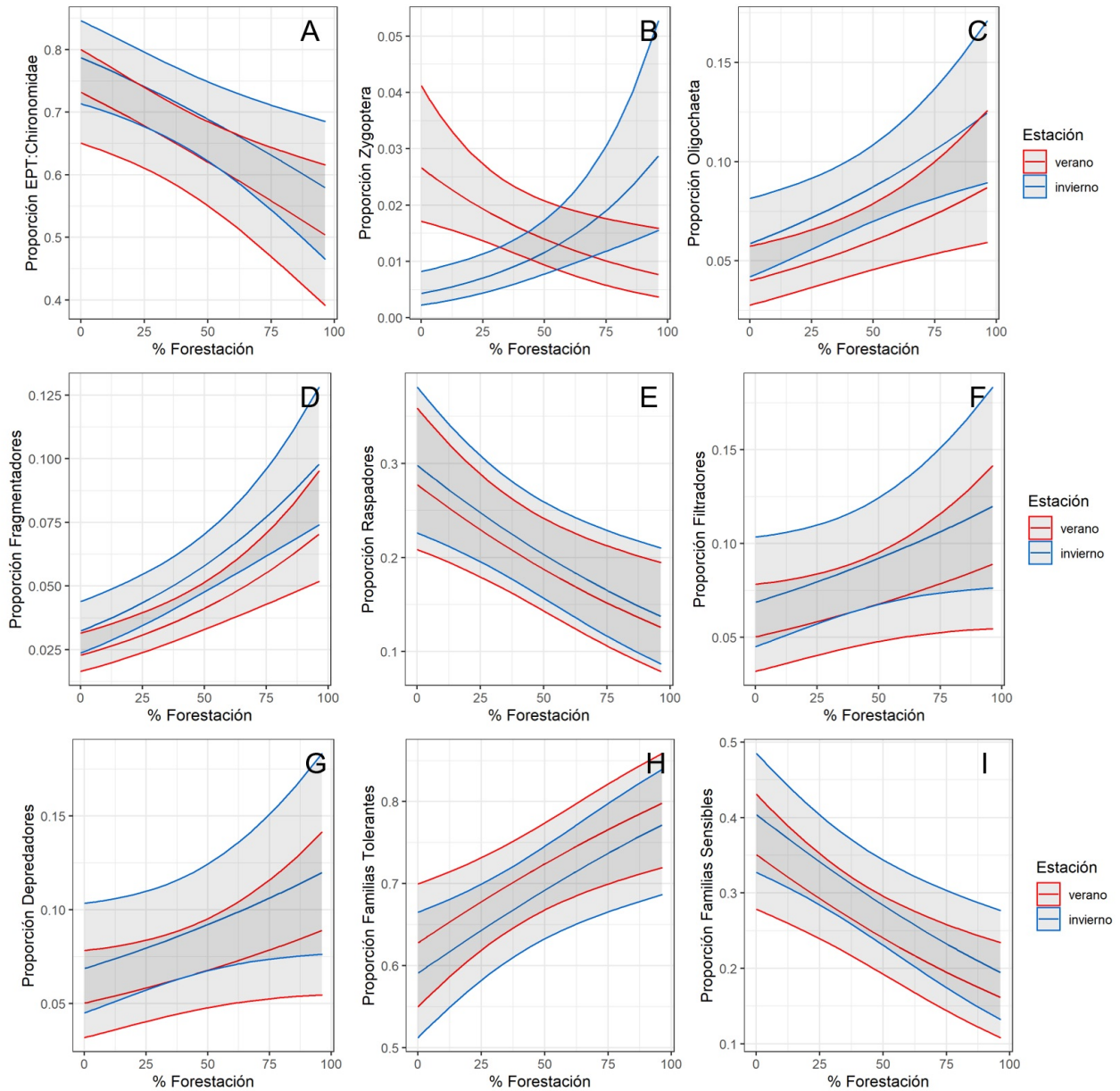


Figura 3.3.4: Modelos lineales generalizados que explican los efectos de la proporción de cobertura forestal (% Forestación) sobre las distintas métricas de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Peces

En el análisis de la comunidad de peces, los métodos de muestreo también resultaron ser efectivos y permitieron reportar valores de riqueza y densidad que suelen reportarse en el país. Así mismo, los 30 sitios muestreados pudieron abarcar las diversas condiciones ambientales permitiendo obtener una alta representatividad de la comunidad de peces y así, obtener una representatividad de la comunidad en el gradiente de forestación.

Se capturaron 9420 individuos pertenecientes a 55 especies (Apéndice A Tabla A.2.5). Estas especies pertenecen a 6 órdenes donde se destacaron como dominantes los Characiformes con 4693 individuos y los Cyprinodontiformes con 2867 individuos.

Del total de especies, solo dos fueron capturadas únicamente en invierno: *Hypostomus commersoni* (Vieja del agua) y *Astyanax stenohalinus* (Mojarra). Por otra parte, 9 especies fueron colectadas solamente en verano: *Bunocephalus doriae* (Guitarra), *Callichthys callichtys* (Cascarudo), *Crenicichla scottii* (Cabeza amarga), *Hisonotus nigricauda* (Vieja del agua), *Hypostomus aspilogaster* (Vieja del agua), *Microglanis cottoides* (Manguruyú), *Mimagoniates inaequalis* (Mojarra) y *Otocinclus arnoldi* (Vieja del agua). En cuanto a los grupos tróficos, los más abundantes fueron los peces invertívoros (dieta basada en macroinvertebrados) y omnívoros (55.2% y 39.5% respectivamente), mientras que en menor abundancia los detritívoros (dieta basada en detritus) y los piscívoros (dieta basada en otros peces) (4% y 0.4% respectivamente) (Figura 3.3.5).

Modelación de la relación de la biomasa y abundancia de peces con el porcentaje de cobertura forestal en la cuenca

Los modelos seleccionados que consideran las métricas biológicas (variable dependiente), mostraron una relación significativa con el gradiente de cobertura forestal (% Forestación, variable predictora). Se encontraron relaciones significativas con dos variables comunitarias. La biomasa de peces por metro cuadrado (gm^{-2}) presentó en verano una reducción significativa con el aumento de la cobertura forestal, mientras que en el invierno dicha relación fue positiva (Tabla 3.3.3; Figura 3.3.6).

En el caso de la densidad ($ind.m^{-2}$) la relación con el porcentaje de forestación fue similar para ambas estaciones, observándose que aumentó significativamente con el aumento de la cobertura forestal en la cuenca (Tabla 3.3.3; Figura 3.3.6). Finalmente, se evaluaron posibles relaciones entre la cobertura forestal y las abundancias relativas de los diferentes órdenes y familias de peces capturados. En este caso, la abundancia de los bagres y viejas del agua (orden Siluriformes) mostró una relación negativa con el aumento de forestación en la cuenca (Tabla 3.3.3; Figura 3.3.6).

CAPÍTULO 3. INDICADORES

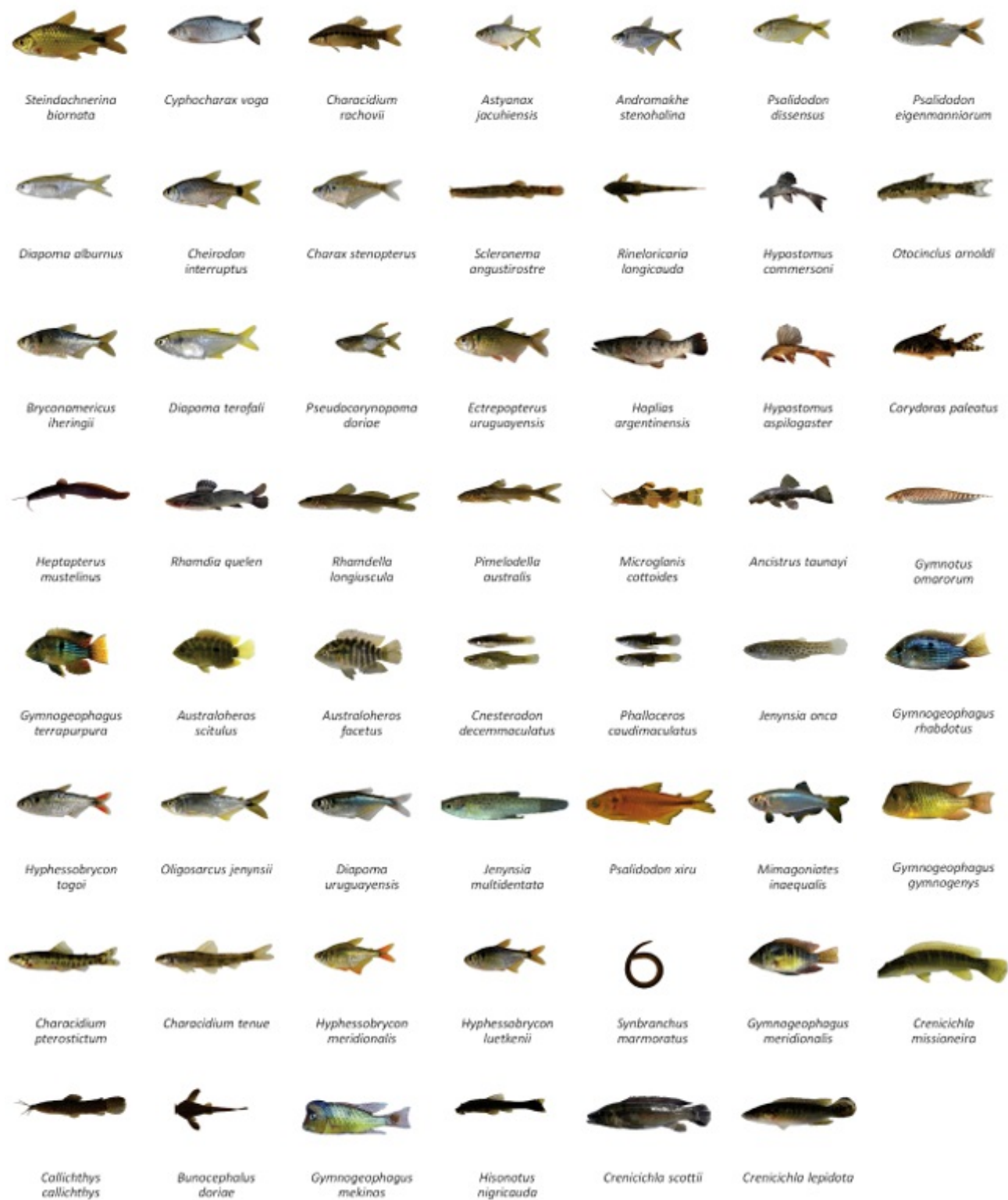


Figura 3.3.5: Especies colectadas en los muestreos. En el caso de *Cnesterodon decemmaculatus* y *Phalloceros caudimaculatus* (especies con dimorfismo sexual marcado) se muestra al macho (arriba) y a la hembra (abajo).

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.3: Modelos lineales generalizados que explican los efectos de la proporción de cobertura forestal (% Forestación) sobre las distintas métricas de las comunidades de peces, BM: biomasa de peces por metro cuadrado ($g.m^{-2}$), densidad ($ind.m^{-2}$) y abundancia relativa de Siluriformes. Como covariable al % de forestación, se introdujo la estación climática (verano e. invierno). Se muestran los valores de bondad de ajuste (pseudo-R2), los valores de los estimados (B0: intercepto; B1: pendiente), el error estándar (\pm Error std), el estadístico (z/t) y significancia (p) para cada variable predictora del modelo. Las variables que fueron significativas para el modelo se muestran marcadas en negritas y los valores de los coeficientes y error std fueron devueltos a su valor en la escala original de la variable respuesta.

Indicador	Coefficientes	Estimados	Error std	z/t	p
BM~ Forestación x Estación GLM (log) R ² =0,413	B0: Invierno	0.18	1.53	-4.11	<0.001
	B0: Verano	4.66	2.40	3.93	<0.001
	B1: Invierno*Forestación(%)	31.01	1.84	5.38	<0.001
	B1: Verano* Forestación(%)	0.63	3.45	-3.14	0.003
Densidad~ Forestación + Estación GLM (log) R ² =0,251	B0: Invierno	0.51	1.26	-2.87	0.006
	B0: Verano	1.36	1.49	2.44	0.017
	Siluriformes~ Forestación GLM beta (log-log) Pseudo R ² = 0,13	B1: Forestación(%)	2.47	1.28	3.6
	B1: Forestación(%)	0.60	0.78	-2.50	0.013

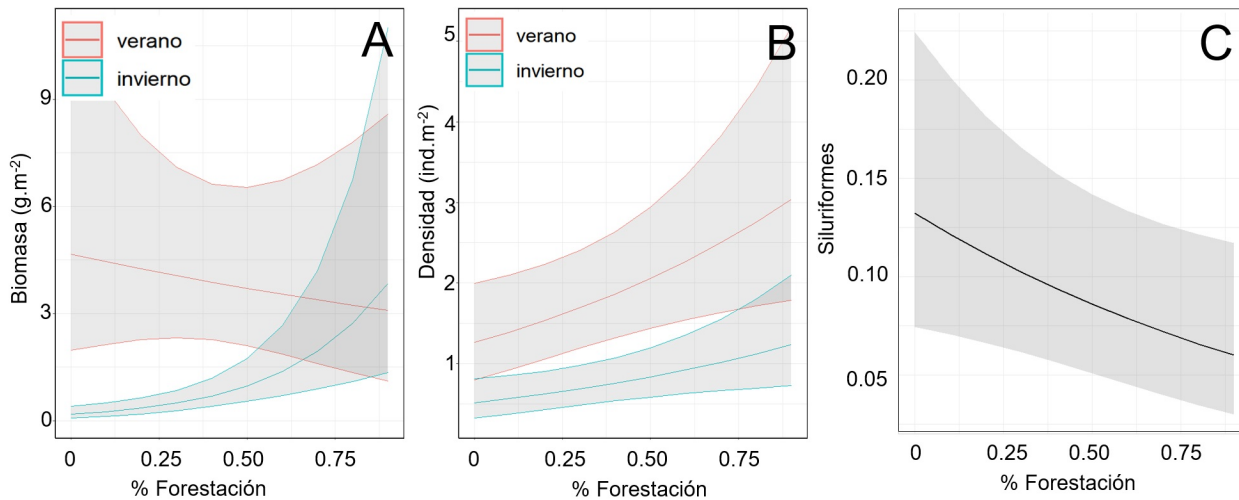


Figura 3.3.6: Representación gráfica de los tres modelos estadísticos presentados para peces. Relación de la biomasa de individuos por metro cuadrado (A) y densidad de peces por metro cuadrado de arroyo (B) con respecto al porcentaje de forestación en la cuenca. Los diferentes colores marcan la estación del año (Verano = rojo e Invierno = azul). Por otra parte, se muestra la relación de la abundancia de peces Siluriformes en función del porcentaje de forestación (C), en este caso los datos de invierno y verano están juntos ya que esta variable no fue significativa en el modelo final.

Las relaciones encontradas tanto para biomasa como para densidad nos puede estar indicando que a pesar de que el número de individuos aumenta en ambas estaciones, durante el verano estos individuos más abundantes tienen un menor tamaño, lo que resulta en una disminución de la biomasa. Este cambio puede deberse a que el aumento de individuos en verano este asociado a eventos reproductivos,

siendo los juveniles (de menor tamaño que un adulto) responsables del aumento en densidad. Por otra parte, es posible que las condiciones dadas durante el verano favorezcan a ciertos grupos de especies de menor tamaño, aumentando estas su abundancia en comparación al invierno. Sin embargo, las relaciones entre las variables comunitarias (biomasa y densidad) y el porcentaje de forestación deben analizarse a través de otro tipo de estudios si se quieren comprender los mecanismos subyacentes. Estos trabajos deben hacer énfasis en el posible efecto de las plantaciones forestales sobre el hábitat. Sin embargo, es interesante resaltar que a pesar de que la densidad de individuos aumenta al aumentar el porcentaje de forestación, no todos los grupos de peces responden de la misma manera. En este sentido, se observa una relación negativa entre la abundancia de Siluriformes con respecto al porcentaje de forestación en la cuenca, lo cual puede deberse a dos factores. Por un lado, el grupo está representado principalmente por la especie *Heptapterus mustelinus* (bagre anguila), la cual representó el 64 % de los Siluriformes capturados y su abundancia disminuye significativamente con el aumento de la forestación (Figura 3.3.7, Tabla 3.3.3). Esta especie es una especie sensible a la degradación del ambiente, por lo que los cambios asociados a la intensificación del uso del suelo pueden estar teniendo un impacto sobre la especie (Teixeira de Mello 2007). Por ello, el modelo generado para esta especie también puede ser utilizado para el monitoreo de las cuencas forestales.

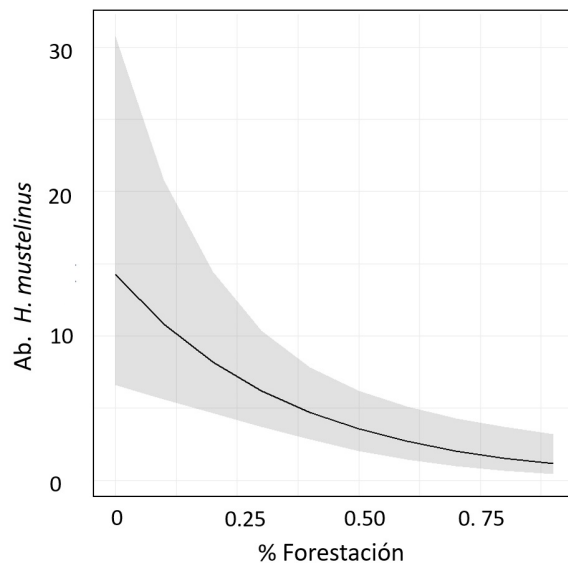


Figura 3.3.7: Resultado gráfico del modelo utilizado para analizar la abundancia de *Heptapterus mustelinus* con respecto al porcentaje de forestación de la cuenca.

Además del bagre anguila, las otras especies dominantes dentro de los *Siluriformes* fueron *Rinerlori-caria longicauda* (9.2%), *Ancistrus taunayi* (9.3%) y *Scleronema angustirostre* (8.9%). Estas especies están habitualmente asociadas a fondos rocosos o arenosos, ya sea para conseguir alimento o refugio. Ya que las cuencas analizadas mostraron tener una relación positiva con el porcentaje de barro y una relación negativa con el porcentaje de piedra en función de la forestación, es probable que las condiciones del hábitat no sean propicias para las especies antes mencionadas, generando una disminución en su abundancia (Figura A.2.1 del Apéndice A).

Los resultados del uso combinado de modelos que emplean las comunidades de macroinvertebrados y peces, evidencian que el sistema forestal actual promueve cambios en ciertos atributos comunitarios

que no se evidencian en los arroyos de ganaría extensiva. La ventaja de utilizar la combinación de comunidades biológicas en la evaluación ambiental, es que ofrecen una ventana temporal de análisis mayor a la de los parámetros fisicoquímicos del agua y comprenden grupos en un gran gradiente de sensibilidad y tolerancia que permiten tener una visión más integral de las respuestas del sistema. Este enfoque sumado al uso de parámetros físico-químicos del agua, ofrecen una visión complementaria e integradora que permite evaluar la calidad ambiental de los cursos de agua.

Descomposición de la materia orgánica

Calidad de sustratos

En general, la calidad de los sustratos utilizados para analizar la tasa de descomposición depende de su composición química (Tabla 3.3.4). Por un lado, *Schoenoplectus californicus* es un sustrato pobre en nutrientes (nitrógeno y fósforo total), y el porcentaje de lignina es el más bajo en comparación con los otros sustratos. Por otro lado, *Eucalyptus globulus* y *Eryngium pandanifolium* parecen ser más ricos en nutrientes y con altos contenido calórico. Sin embargo, *E. globulus* contiene mayor porcentaje de lignina y *E. pandanifolium* contiene mayor porcentaje de fósforo total. Debido a los distintos valores en su composición química (Tabla 3.3.4), el análisis de componentes principales muestra una separación de los tres sustratos en tres grupos distintos (Figura 3.3.8).

Tabla 3.3.4: Media y error estándar de la composición química de los sustratos utilizados, C: Carbono, N: Nitrógeno, P: Fósforo, T: Total

Variables químicas	<i>Schoenoplectus californicus</i>	<i>Eryngium pandanifolium</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>
% Lignina	11.28 ± 0.83	13.68 ± 0.49	21.63 ± 0.63
%CT	46.86 ± 0.62	42.86 ± 1.13	55.54 ± 0.63
% NT	0.72 ± 0.03	1.33 ± 0.10	2.13 ± 0.13
% PT	0.166 ± 0.013	0.210 ± 0.001	0.160 ± 0.004
C:N	65.62 ± 2.66	33.23 ± 2.18	26.64 ± 1.53
C:P	292.38 ± 19.83	200.94 ± 16.11	357.70 ± 11.34
Contenido Calórico ($J.mg^{-1}$)	15.587 ± 0.103	14.887 ± 0.092	20.166 ± 0.101

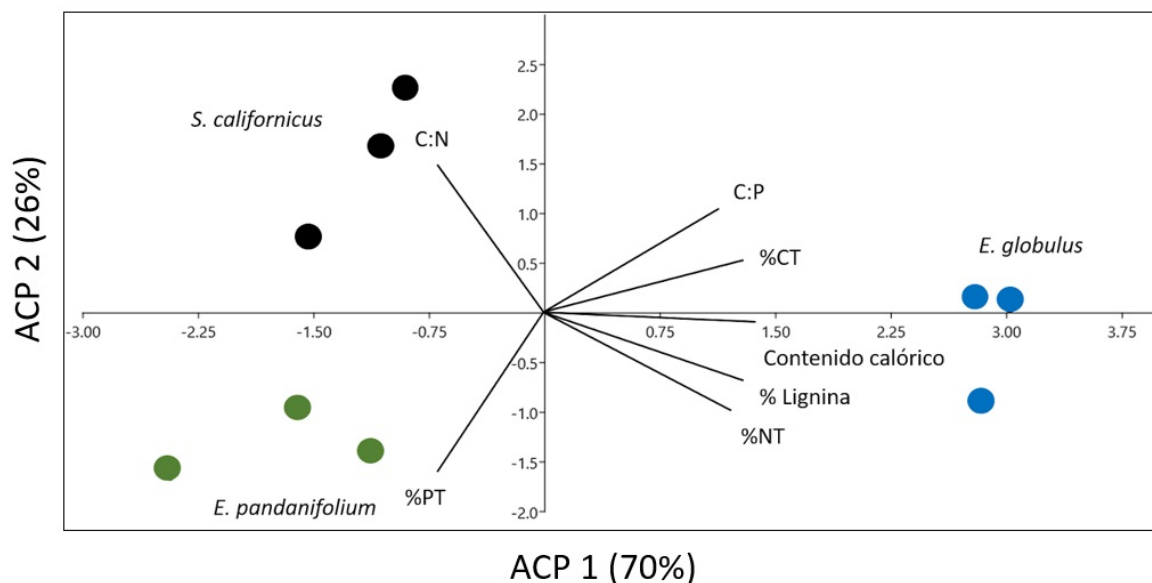


Figura 3.3.8: Análisis de componentes principales de composición química de los sustratos utilizados en los experimentos de descomposición (*Schoenoplectus californicus*: negro, *Eryngium pandanifolium*: verde y *Eucalyptus globulus*: azul).

Comunidades acuáticas asociadas a los sustratos: Los modelos realizados a la comunidad de hongos acuáticos mostraron que la forestación no tuvo efectos significativos sobre las variables de riqueza, tasa de esporulación total y biomasa fúngica, aunque en esta última, se pudo observar que varió entre los sustratos, siendo significativamente menor en *S. californicus* (Tabla 3.3.5). Además, se observaron efectos de la forestación sobre la tasa de esporulación específica (PERMANOVA $F = 3.01$; $p = 0.02$). En este caso, se pudo observar que *Anguillospora longuissima*, *Tetracladium marchalianum*, *Lemoniera aquatica*, *Lunulospora curvula*, *Anguillospora crassa* y *Flagelospora curvula*, aportaron un 83.05 % a las diferencias encontradas (Tabla 3.3.6).

Respiración microbiana y Clorofila-a en los sustratos en descomposición: La respiración de microorganismos colonizadores de los sustratos analizados, tuvo diferencias significativas entre los tipos de sistema con una tendencia a ser mayor en los arroyos asociados a plantaciones forestales (Tabla 3.3.5, Figura 3.3.9). Una mayor tasa de respiración microbiana está asociada a una mayor densidad de organismos heterótrofos, como bacterias protistas y hongos. No obstante, como se mencionó anteriormente, los hongos en general no presentaron cambios entre los tipos de sistemas, de modo que es necesario continuar con los estudios incluyendo el análisis de bacterias, ya que en ciertas condiciones pueden tener mayor relevancia en la descomposición de los sustratos (Rossi et al. 2019).

En el caso de las variaciones entre los tipos de sustrato, se encontró que *E. pandanifolium* tuvo una mayor actividad tanto de organismos heterótrofos como autótrofos, ya que se encontró mayor respiración microbiana y mayor concentración de clorofila-a (pigmento asociado a organismos fotótrofos) (Tabla 3.3.5, Figura 3.3.9). En el caso de la concentración de clorofila-a, no se observaron diferencias significativas entre los tipos de sistemas, aunque sí se evidenciaron diferencias entre los sustratos. En

CAPÍTULO 3. INDICADORES

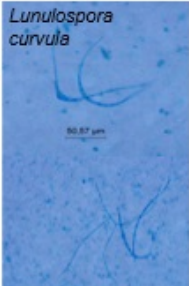


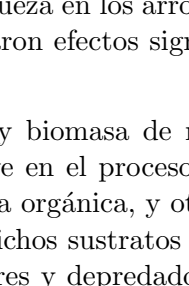
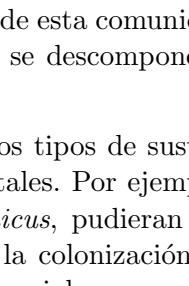
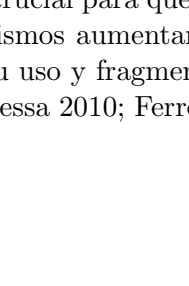
este caso, *E. pandanifolium* presentó una mayor concentración de clorofila (Tabla 3.3.5).

Tabla 3.3.5: Modelos lineales generalizados para la comunidad microbiana y de macroinvertebrados. Los arroyos se encuentran anidados al tipo de sistema (tipo de sistema /arroyo). Se muestran los valores de bondad de ajuste (pseudo-R²) y los valores de los estimados, el error estándar (Error std), el estadístico y significancia (p) para cada variable predictora del modelo. Las variables que fueron significativas para el modelo se muestran marcadas en negritas.

Modelo	Coeeficientes	Estimado	Error std	t/z	p
Riqueza fúngica ~	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X	1.32	0.12	10.62	< 0.001
Tipo de sistema +	E. globulus	-0.09	0.13	-0.66	0.51
Sustrato + Tipo de sistema/arroyos	S. californicus	0.01	0.13	0.06	0.95
	Ganadería extensiva	-0.06	0.14	-0.43	0.67
	Plantación forestal Arroyo Y	-1.19	0.21	-5.73	< 0.001
GLM poisson	Ganadería extensiva Arroyo B	-0.08	0.15	-0.53	0.6
R ² =0,25	Plantación forestal Arroyo Z	-2.52	0.37	-6.84	< 0.001
	Ganadería extensiva Arroyo C	-0.9	0.19	-4.65	< 0.001
Tasa de esporulación total ~	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X	87.51	22.57	3.88	< 0.001
Tipo de sistema +	E. globulus	9.86	19.55	0.5	0.61
Sustrato + Tipo de sistema/arroyo	S. californicus	6.84	19.55	0.35	0.73
	Ganadería extensiva	-36.3	27.65	-1.31	0.19
	Plantación forestal Arroyo Y	-91.93	27.65	-3.33	< 0.001
	Ganadería extensiva Arroyo B	-23.16	27.65	-0.84	0.4
GLM gaussian	Plantación forestal Arroyo Z	-92.8	27.65	-3.36	< 0.001
R ² =0,10	Ganadería extensiva Arroyo C	-37.67	27.65	-1.36	0.18
Biomasa fúngica ~	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X	0.06	0.01	5.8	< 0.01
Tipo de sistema +	E. globulus	0.001	0.01	0.13	0.9
Sustrato + Tipo de sistema/arroyos	S. californicus	0.03	0.01	2.63	0.01
	Ganadería extensiva	0.001	0.01	0.12	0.91
	Plantación forestal Arroyo Y	0.07	0.02	3.42	< 0.001
	Ganadería extensiva Arroyo B	0.004	0.01	0.29	0.77
GLM gamma	Plantación forestal Arroyo Z	0.08	0.02	3.74	< 0.01
R ² =0,26	Ganadería extensiva Arroyo C	0.04	0.02	2.18	0.03
Respiración ~	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X	17,182	1.48	11.58	< 0.01
Tipo de sistema +	E. globulus	-2,624	1.29	-2.03	0.04
Sustrato + Tipo de sistema/arroyo	S. californicus	-3,681	1.29	-2.84	< 0.01
	Ganadería extensiva	-4.3	1.82	-2.34	0.02
	Plantación forestal Arroyo Y	-7.96	1.82	-4.38	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo B	-2,277	1.83	-1.25	0.21
GLM gaussian	Plantación forestal Arroyo Z	-5,619	1.83	-3.07	< 0.01
R ² =0,13	Ganadería extensiva Arroyo C	-4,747	1.84	-2.58	0.01
Clorofila a ~	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X	19040.9	1193.4	15.96	< 0.001
Tipo de sistema +	E. globulus	-13498.2	1033.1	-13.07	< 0.001
Sustrato + Tipo de sistema/arroyo	S. californicus	-15197.9	1038.2	-14.64	< 0.001
	Ganadería extensiva	1819.2	1468.4	1.24	0.22
	Plantación forestal Arroyo Y	-873.9	1460.1	-0.6	0.55
	Ganadería extensiva Arroyo B	-3478.1	1468.4	-2.37	0.02
GLM gaussian	Plantación forestal Arroyo Z	-1626.3	1460.6	-1.11	0.27
R ² =0,05	Ganadería extensiva Arroyo C	-4492.5	1468.4	-3.06	< 0.001

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.6: Tasa media de esporulación relativa (%) de cada arroyo en los sistemas asociados a ganadería extensiva y plantación forestal, para cada sustrato. A la derecha se muestran fotografías de algunas de las especies de hongos encontradas.

Taxones	<i>S. californicus</i>		<i>E. pandanifolium</i>		<i>E. globulus</i>		
	Ganadería extensiva	Plantación forestal	Ganadería extensiva	Plantación forestal	Ganadería extensiva	Plantación forestal	
<i>Alatospora acuminata</i>	4.39		2.69				
<i>Alatospora pulchella</i>	1.77	3.68	4.40	0.62	1.31	4.70	
<i>Anguillospora crassa</i>	3.42	1.36	4.97	4.45	6.46	7.06	
<i>Anguillospora filiformis</i>	0.10		0.05		1.48		
<i>Anguillospora longuissima</i>	45.74	5.39	55.00	58.60	31.12	45.78	
<i>Campylospora chaetocladia</i>			0.55	0.04			
<i>Clevariopsis aquatica</i>	0.71	2.54	0.41	11.38	0.84		
<i>Dactyliella microaquatica</i>	6.63		5.94		0.11		
<i>Flagelospora curvula</i>	12.02	42.26	0.41		7.33	4.00	
<i>Lemonniera filiformis</i>							
<i>Lemonniera aquatica</i>	0.11	8.36	6.47	0.15	22.88	25.92	
<i>Lunulospora curvula</i>	7.57	16.05	4.72	9.92	6.17	2.61	
<i>Mycofalcella iqbalii</i>		2.76					
<i>Tetracladium marchalianum</i>	10.90	15.15	13.58	14.76	16.64	9.93	
<i>Tetracladium setigerum</i>		0.73	0.59	0.08			
<i>Tricladium attenuatum</i>					0.02		
<i>Tricladium chaetocladium</i>			0.04		0.17		
<i>Tricelophorus acuminatus</i>	1.20	1.63	0.19		3.84		
<i>Tricelophorus monosporus</i>	1.84	0.08			1.74		
Curved filiforme sp	3.63						
Riqueza de especies total	14	12	15	9	14	7	

Macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición: Los organismos macroinvertebrados colonizadores de los sustratos introducidos, mostraron menor densidad y riqueza en los arroyos asociados a plantaciones forestales, aunque en términos de biomasa, no se observaron efectos significativos de la forestación (Tabla 3.3.7, Figura 3.3.9).

A su vez, el sustrato con menor colonización en términos de densidad, riqueza y biomasa de macroinvertebrados fue *S. californicus*. La comunidad de macroinvertebrados es clave en el proceso de descomposición, ya que existen organismos que fragmentan directamente la materia orgánica, y otros que estimulan la descomposición de los sustratos mediante el raspado. A su vez, dichos sustratos son hábitats para otros macroinvertebrados, como los colectores- recolectores, filtradores y depredadores (Abelho 2001; Tonin et al. 2014; Tonin et al. 2018). Una tendencia a la disminución de esta comunidad en arroyos asociados a plantaciones forestales, podría enlentecer la tasa a la cual se descompone la materia orgánica.

Las diferencias de las variables de las comunidades de macroinvertebrados entre los tipos de sustrato, pueden explicarse por la composición química entre las distintas especies vegetales. Por ejemplo, las bajas concentraciones de nitrógeno y una mayor relación C:N en *S. californicus*, pudieran explicar una baja colonización de microorganismos, afectando en última instancia, la colonización de macroinvertebrados fragmentadores. La colonización de hongos y bacterias resulta crucial para que los macroinvertebrados utilicen la hojarasca como alimento, ya que estos microorganismos aumentan el contenido nutricional y la palatabilidad de los sustratos, aumentando finalmente su uso y fragmentación por parte de los macroinvertebrados fragmentadores (Kuehn 2016; Graça y Cressa 2010; Ferreira

et al. 2012).

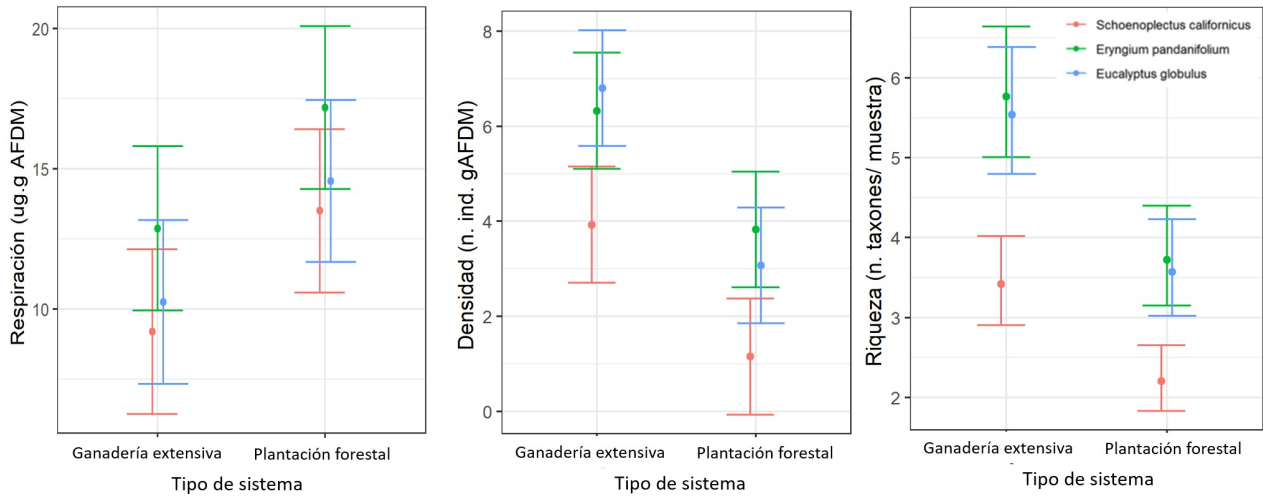


Figura 3.3.9: Representación gráfica de los modelos lineales generalizados para la comunidad microbiana (usando respiración microbiana como proxy) y de macroinvertebrados (densidad y riqueza) que participan en el proceso de descomposición de la materia orgánica.

La comunidad de macroinvertebrados asociado a los diferentes sustratos estuvo representada por 2437 individuos, de los cuales 54.5% colonizaron sustratos en sitios asociados a ganadería extensiva y 45.5% en plantaciones forestales. El grupo funcional que dominó en abundancia fue el de los colectores-recolectores (CG) con 65.2% de la abundancia total para los arroyos asociados a ganadería extensiva y 49.5% para los arroyos asociados a plantaciones forestales. En términos de biomasa, el grupo funcional raspadores (Sc) dominó con 48.2% en los arroyos asociados a ganadería extensiva y 74.2% en los arroyos asociados a plantaciones forestales.

Los modelos lineales generalizados demostraron que la densidad y riqueza de macroinvertebrados mostraron diferencias significativas entre los tipos de sistema, observando una tendencia a disminuir sus valores en sistemas forestales (Tabla 3.3.7). En el caso de la biomasa de taxones, no se encontraron diferencias entre los tipos de sistema; y en el caso de las diferencias entre tipos de sustratos, tanto la densidad como la riqueza y biomasa de macroinvertebrados mostraron una tendencia a disminuir en *S. californicus* (Tabla 3.3.7).

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.7: Modelos lineales generalizados para la comunidad de macroinvertebrados. Los arroyos se encuentran anidados al tipo de sistema (tipo de sistema (arroyos)). Se muestran los valores de bondad de ajuste (pseudo-R²) y los valores de los estimados, el error estándar (Error std), el estadístico y significancia (p-valor) para cada variable predictora del modelo. Las variables que fueron significativas para el modelo se muestran marcadas en negrita

Modelo	Coefficientes	Estimado	Error std	t/z	p
Riqueza macroinvertebrados	E. globulus + Plantación forestal + Arroyo A y X)	1.31	0.09	15.39	< 0.01
~Tipo de sistema + Sustrato + Tipo de sistema/arroyo	E. pandanifolium	-0.04	0.07	-0.59	0.55
GLM poisson	S. californicus	-0.52	0.08	-6.56	< 0.01
R ² =0,17	Ganadería extensiva	0.44	0.10	4.47	< 0.01
	Plantación forestal Arroyo Y	-0.09	0.11	-0.83	0.41
	Ganadería extensiva Arroyo B	-0.58	0.10	-5.62	< 0.01
	Plantación forestal Arroyo Z	-0.07	0.11	-0.66	0.51
	Ganadería extensiva Arroyo C	-0.40	0.10	-4.16	< 0.01
Densidad macroinvertebrados	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X)	3.58	0.56	6.42	< 0.01
~Tipo de sistema + Sustrato + Tipo de sistema/arroyo	E. globulus	-0.14	0.48	-0.29	0.77
GLM gaussian	S. californicus	-2.53	0.48	-5.25	< 0.01
R ² =0,19	Ganadería extensiva	3.00	0.68	4.4	< 0.01
	Plantación forestal Arroyo Y	-0.514	0.68	-0.75	0.45
	Ganadería extensiva Arroyo B	-3.37	0.68	-4.94	< 0.01
	Plantación forestal Arroyo Z	0.649	0.68	0.95	0.34
	Ganadería extensiva Arroyo C	-3.25	0.68	-4.76	< 0.01
Biomasa macroinvertebrados	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X)	7.58	2	3.41	< 0.01
~Tipo de sistema + Sustrato + Tipo de sistema/arroyo	E. globulus	-0.638	1.93	-0.33	0.74
GLM gaussian	S. californicus	-4.54	1.93	-2.36	0.02
R ² =0,11	Ganadería extensiva	-2.28	2.72	-0.84	0.4
	Plantación forestal Arroyo Y	-2.52	2.72	-0.92	0.36
	Ganadería extensiva Arroyo B	-1.16	2.72	-0.43	0.67
	Plantación forestal Arroyo Z	8.92	2.72	3.27	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo C	-1.28	2.72	-0.47	0.64

La abundancia relativa y la biomasa relativa de los diferentes taxones variaron significativamente entre tipos de sistema (PERMANOVA; $p < 0.01$, Tabla 3.3.7). En este caso, los taxones que explicaron el 81.0% de las diferencias encontradas en la abundancia relativa fueron Chironomidae, Oligochaeta, Baetidae, Coenagrionidae y Ancyliidae con mayor representación en los arroyos asociados a ganadería extensiva y, por otro lado, Caenidae, Cochliopidae, Elmidae, Entomyobridae, Hyalellidae y Aeglididae con mayor abundancia relativa en los arroyos asociados a plantaciones forestales (Figura 3.3.10). Los taxones que explicaron las diferencias en la biomasa relativa con un 81.5%, fueron Ancyliidae, Coenagrionidae, Polycentropodidae, Chironomidae, Baetidae, Glossiphoniidae y Caenidae, con mayor biomasa relativa en los arroyos asociados a ganadería extensiva, e Hydrobiidae, Aeglididae, Leptoceridae, Succeneidae y Hyalellidae en los arroyos asociados a plantaciones forestales (Figura 3.3.10).

Macroinvertebrados

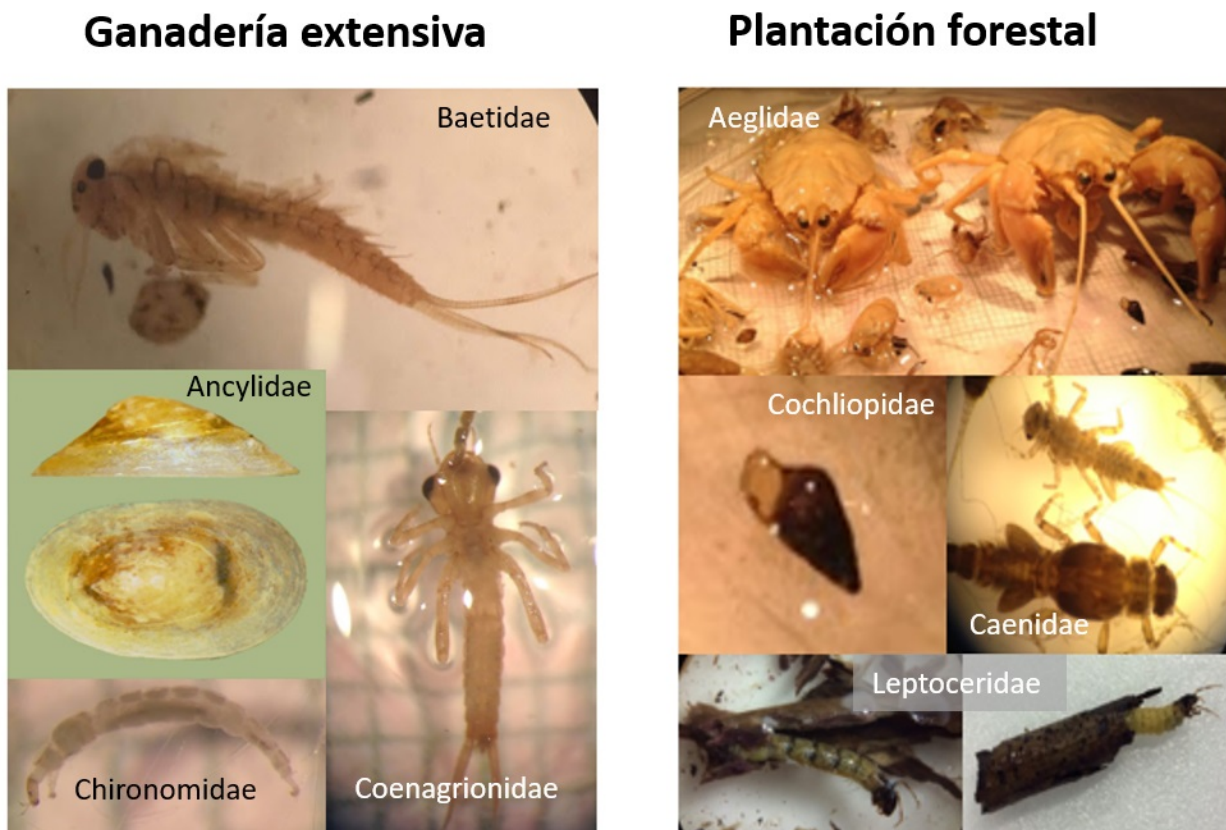


Figura 3.3.10: Principales taxones de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición de materia orgánica en los diferentes tipos de sistemas analizados.

La abundancia y biomasa relativa de los grupos funcionales (GF), también mostraron diferencias significativas entre los tipos de sistema (PERMANOVA; $p < 0.01$, Tabla 3.3.8). En el caso de las diferencias entre los tipos sustrato, solo la abundancia relativa de GF mostró diferencias marginalmente significativas (PERMANOVA; $p < 0.01$, Tabla 3.3.8). Los GF que explicaron el 80.2% de las diferencias en las abundancias relativas de GF fueron CG y Pr, con mayor abundancia en los arroyos asociados a ganadería extensiva y Sc con mayor abundancia en los arroyos asociados a plantaciones forestales. El 72.6% de las diferencias en la biomasa relativa de GF la explicaron los grupos Pr y CG con mayor biomasa relativa en los arroyos asociados a ganadería extensiva (Figura 3.3.11) y el grupo Sc con mayor biomasa en los arroyos asociados a plantaciones forestales (Figura 3.3.11).

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.8: Resultados de análisis PERMANOVA de dos factores, para la abundancia y biomasa relativa de taxones y la abundancia y biomasa relativa de los grupos funcionales (GF) de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición de materia orgánica.

Variable	Factor	F	p
Abundancia taxón	Tipo de sistema	9.76	<0.001
	Sustrato	1.52	0.07
	Interacción	0.35	0.99
Biomasa taxón	Tipo de sistema	2.58	<0.001
	Sustrato	0.81	0.72
	Interacción	0.49	0.98
Abundancia GF	Tipo de sistema	9.41	<0.001
	Sustrato	2.04	0.06
	Interacción	0.54	0.79
Biomasa GF	Tipo de sistema	4.75	<0.001
	Sustrato	0.45	0.87
	Interacción	0.77	0.63

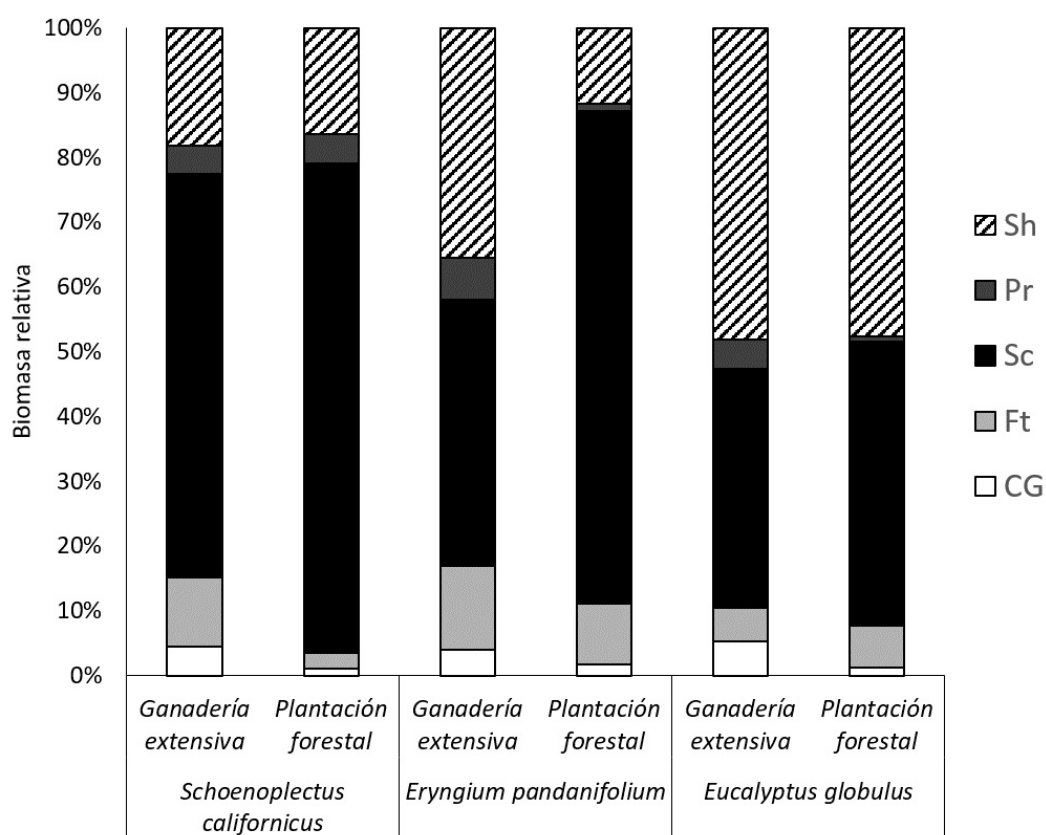


Figura 3.3.11: Promedio de biomasa relativa de los distintos grupos funcionales en los sustratos utilizados (S. californicus, E. pandanifolium y E. globulus) en los arroyos asociados a ganadería extensiva y plantación forestal.

Descomposición de MOPG en sistemas acuáticos: El proceso de descomposición, y la tasa (k) a la que ocurre dicho proceso, tiende a disminuir en los arroyos asociados a plantaciones forestales

CAPÍTULO 3. INDICADORES

en comparación con arroyos asociados a ganadería extensiva (Figura 3.3.12 y 3.3.13). A su vez, los sustratos utilizados, debido a su composición química y las comunidades acuáticas que los colonizaron (hongos y macroinvertebrados), se descompusieron a diferentes tasas, siendo *S. californicus* el sustrato con menor tasa de descomposición (Figura 3.3.12 y 3.3.13). Si bien entre los sustratos restantes no hubo diferencias notorias, la tasa de descomposición de *E. globulus* fue mayor.

El porcentaje final de masa remanente libre de cenizas (% AFDMr), varió entre los distintos sustratos: *S. californicus* llegó a un porcentaje máximo de 80.37% AFDMr, mientras que *E. pandanifolium* y *E. globulus* llegaron a porcentajes máximos de 56% y 56.7% respectivamente (Figura 3.3.12). La tasa de descomposición fue menor en arroyos asociados a plantaciones forestales (ANCOVA anidado: interacción entre el tiempo * tipo de sistema, Tabla 3.3.9). Es esperable que las diferencias en la colonización de las comunidades encontradas en los arroyos asociados a plantaciones forestales, se vean reflejadas en la disminución de la tasa de descomposición (Ferreira et al. 2019). La disminución en el procesamiento de la materia orgánica por causa de la forestación, pueden afectar otros procesos ecosistémicos como la transferencia de materia y energía entre las tramas tróficas, y el procesamiento de la misma, aguas abajo (Fierro et al. 2016).

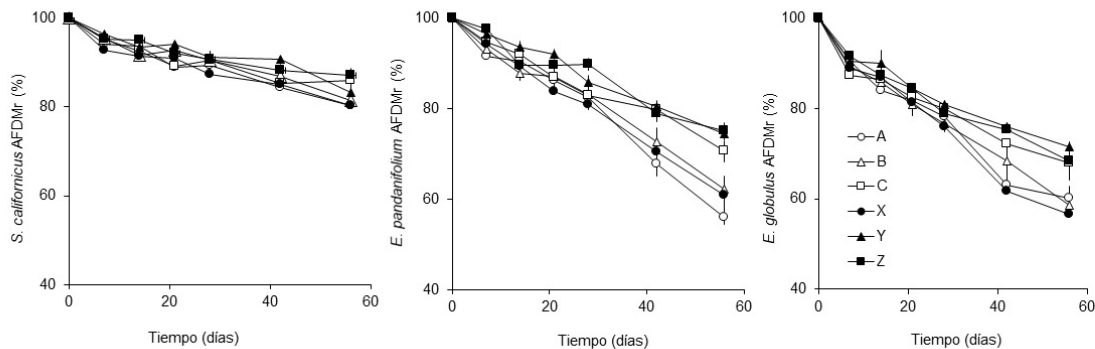


Figura 3.3.12: Porcentaje remanente libre de cenizas (AFDM) a lo largo del tiempo (días) para cada sustrato utilizado en los sistemas acuáticos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y los sistemas acuáticos asociados a plantaciones forestales (X, Y, Z). Notar el comienzo del eje X en 40%.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.9: Modelo lineal para la tasa de descomposición. Los arroyos se encuentran anidados al tipo de sistema (tipo de sistema /arroyo). Se muestran los valores de bondad de ajuste (R2) y los valores de los estimados, el error estándar (Error std), el estadístico y significancia (p-valor) para cada variable predictora del modelo. Las variables que fueron significativas para el modelo se muestran marcadas en negrita.

Modelo	Coefficientes	Estimado	Error std	t/z	p
Ln AFDMr ~	E. pandanifolium + Plantación forestal + Arroyo A y X	-0.079	0.014	-5.830	< 0.001
Tiempo + Tipo de sistema +	Tiempo	-0.005	0.000	-17.370	< 0.001
Sustrato + Tipo de sistema(arroyos) + Tiempo*Tipo de sistema	Ganadería extensiva	0.025	0.018	1.430	0.15
	E. globulus	-0.058	0.009	-6.500	< 0.001
	S. californicus	0.087	0.009	9.710	< 0.001
	Tiempo * Ganadería extensiva	-0.001	0.000	-1.950	0.05
	Plantación forestal Arroyo Y	0.077	0.013	6.060	< 0.001
	Ganadería extensiva Arroyo B	0.018	0.013	1.430	0.155
LM	Plantación forestal Arroyo Z	0.070	0.013	5.490	< 0.001
R ² ajustado = 0.76	Ganadería extensiva Arroyo C	0.047	0.013	3.740	< 0.001

La tasa de descomposición de *S. californicus* fue significativamente menor con respecto a los otros sustratos. *S. californicus* se descompuso igual en ambos tipos de sistemas (k ganadería extensiva = 0.0037 ± 0.0002 , k forestal = 0.0034 ± 0.0004 ; Figura 3.3.12), mientras que *E. globulus* (k ganadería extensiva = 0.0090 ± 0.0007 , k forestal = 0.0082 ± 0.0012 ; Figura 3.3.13) y *E. pandanifolium* (k ganadería extensiva = 0.0078 ± 0.0009 , k forestal = 0.0063 ± 0.0011 ; Figura 3.3.13), mostraron diferencias entre los tipos de sistemas, siendo significativamente menor en los sitios asociados a plantaciones forestales.

Como se destaca en las secciones anteriores, las diferencias observadas en la tasa de descomposición entre los distintos sustratos, podrían estar relacionadas a las características propias de cada sustrato y a el efecto que ello desencadena en la colonización de las comunidades tanto microbiana como de macroinvertebrados (Graça y Cressa 2010; Ferreira et al. 2012).

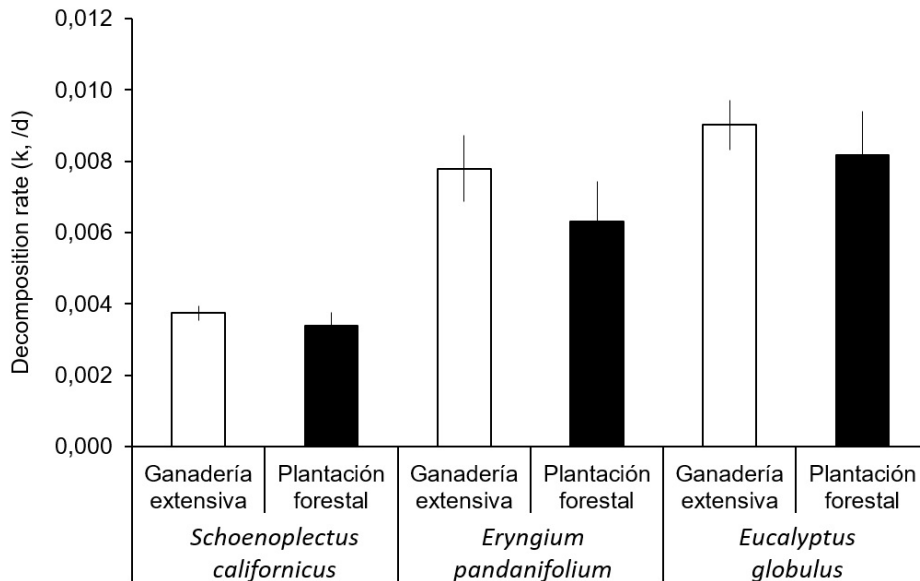


Figura 3.3.13: Tasa de descomposición (k/d) y error estándar de los distintos sustratos (*S. californicus*, *E. pandanifolium* y *E. globulus*) en arroyos asociados a ganadería extensiva y plantaciones forestales.

Relaciones entre tasa de descomposición en arroyos y comunidades acuáticas: El modelo lineal ajustado resultante, demostró que una mayor riqueza de taxones y biomasa de fragmentadores (Sh) y hongos, promueve el aumento en la tasa de descomposición (k) (Tabla 3.3.10). Por lo tanto, los cambios producidos en los arroyos asociados a plantaciones forestales sobre dichas variables, pueden tener efectos sobre el procesamiento de la materia orgánica, como se ha mencionado, una función relevante en la integridad de los ecosistemas. La utilización de la tasa de descomposición como una herramienta de biomonitorio podría ser efectiva ya que se observaron respuestas diferenciales en los dos tipos de usos del suelo analizados. El uso de un sustrato para analizar este proceso ecosistémico deberá cumplir con ciertas condiciones que fueron analizadas en este trabajo. Un sustrato de alta calidad, permite una mayor colonización biológica, disminuyendo el tiempo de descomposición y la ventana temporal para observar y detectar cambios en la tasa de descomposición.

Tabla 3.3.10: Resumen del modelo lineal múltiple utilizado en el análisis de la tasa de descomposición y los distintos predictores. Se muestra el t-estadístico y el respectivo valor p para los coeficientes de la regresión. La lectura del modelo se realiza de la siguiente forma: cuando las variables biomasa de Sh y biomasa fúngica se encuentran en un valor medio, y la riqueza de taxón aumenta un error estándar, la tasa de descomposición aumenta en 0.006 unidades. Se puede realizar el mismo razonamiento para las variables predictoras restantes del modelo.

Modelo	Coficiente	Estimado	Error Std.	t	p
K~Riqueza de taxón +	Intercepto	0.006	0.0003	25	<0.001
biomasa de Sh + Biomasa	Riqueza taxón	0.001	0.0003	3.3	0.005
fúngica	Biomasa Sh	0.001	0.0003	3.5	0.003
R ² ajustado: 0.82	Biomasa fúngica	0.001	0.0003	4.3	<0.001

3.3.3. Conclusiones

El análisis de diferentes indicadores de calidad de agua, biológicos y funcionales en un esquema de incremento del área forestada en 30 microcuencas, permitió detectar una serie de indicadores que responden de forma significativa (Tabla 3.3.11). Para esta serie de indicadores, se generaron modelos que se complementan entre ellos en cuanto a la dirección del cambio (+/-) y a su magnitud de respuesta en relación al incremento del área forestada. Indicadores como, la concentración de nutrientes, conductividad y sólidos disueltos en aguas, así como la proporción de familias de macroinvertebrados tolerantes a los cambios de hábitat, mostraron un incremento en las microcuencas asociadas a una mayor cobertura forestal. Por el contrario, las concentraciones de oxígeno disuelto, pH, grupos de macroinvertebrados y peces más sensibles a las perturbaciones, así como la tasa de descomposición, junto con la riqueza y densidad de macroinvertebrados que colonizan la materia orgánica mostraron una respuesta negativa en microcuencas con una alta cobertura forestal.

Considerando que este estudio incluyó un gran número de microcuencas con una amplia distribución en el país (3 regiones), podemos considerar que los modelos estadísticos obtenidos son representativos para el tipo de sistemas analizados dentro de los rangos de las variables analizadas (e.g., nutrientes). Por esta razón, proponemos la aplicación de estos modelos como una caja de herramientas dentro de programas de monitoreo asociados a la gestión de las microcuencas forestales de nuestro país. Además de su aplicación, recomendamos su validación y ajuste periódico, incluyendo un mayor número de sitios en áreas forestales y/o la incorporación de la variabilidad interanual en las 30 microcuencas analizadas.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

Tabla 3.3.11: Resumen de las respuestas de los indicadores de calidad de agua, macroinvertebrados y peces al aumento de porcentaje de área forestada en las cuencas. Los indicadores que no están en la tabla no presentaron diferencias notorias en función del uso del suelo. Los asteriscos indican si la respuesta depende de la estación (*). La ausencia de asterisco indica que la respuesta fue independiente de las estaciones.

Indicadores	Respuesta a la forestación	
Parámetros fisicoquímicos de agua		
Nitrógeno total	Aumenta	
Nitrógeno total disuelto	Aumenta	
Nitrato	Aumenta	*
Amonio	Aumenta	*
Fósforo total	Aumenta	
Fósforo total disuelto	Aumenta	*
Fosfato	Aumenta	*
Conductividad específica	Aumenta	*
pH	Disminuye	
Oxígeno disuelto	Disminuye	*
Temperatura	Aumenta	*
Sólidos disueltos totales	Aumenta	*
Macroinvertebrados		
Proporción de familias Tolerantes	Aumenta	
Proporción de familias Sensibles	Disminuye	
Proporción EPT:Chironomidae	Disminuye	
Proporción Oligochaeta	Aumenta	
Proporción Zygoptera	Disminuye	*
Proporción Filtradores	Aumenta	
Proporción Depredadores	Aumenta	
Proporción Raspadores	Disminuye	
Proporción Fragmentadores	Aumenta	
Peces		
Biomasa (g. m-2)	Aumenta	*
Densidad (ind.m-2)	Aumenta	
Abundancia de Siluriformes	Disminuye	
Funcionamiento ecosistémico		
Descomposición de hojarasca	Disminuye	
Respiración microbiana	Aumenta	
Densidad de macroinvertebrados	Disminuye	
Riqueza de macroinvertebrados	Disminuye	

3.4. Indicadores edáficos

En base a las muestras perturbadas e imperturbadas extraídas en las cuencas bajo estudio se evaluó el comportamiento hidrológico de los diferentes suelos de acuerdo a su textura y a la influencia ejercida por los diferentes manejos. Para cada clase textural definida, se analizó el comportamiento de las características hidrológicas según el manejo de suelo correspondiente. A continuación se presenta para algunos casos un análisis meramente descriptivo/comparativo entre las diferentes coberturas y un análisis estadístico en aquellas situaciones que lo permitieron por contar con un número de muestras “n” suficiente.

3.4.1. Densidad aparente

No se observaron diferencias en los valores de densidad aparente del horizonte superficial al comparar el uso forestal (en la fila de plantación) con el campo natural (Figura 3.4.1), y el uso forestal (en la entrefila de plantación) con el CN (Figura 3.4.2), en los rangos texturales A y B.

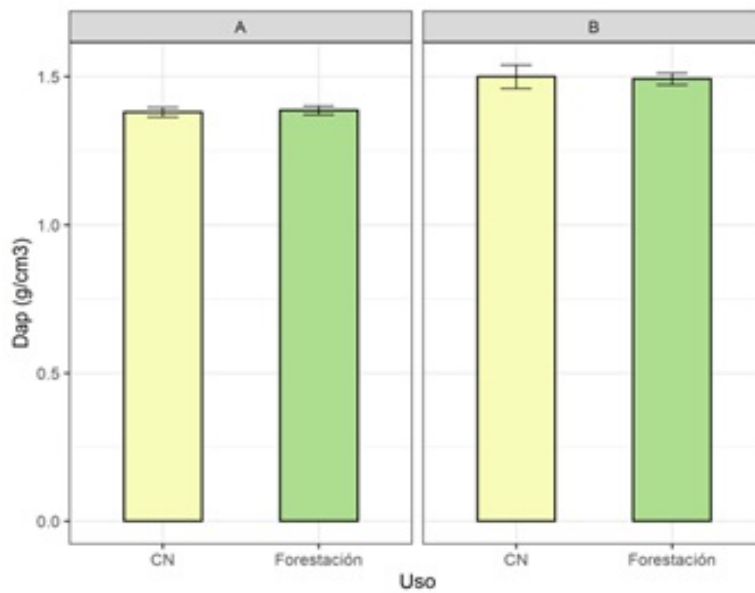


Figura 3.4.1: Efecto del uso del suelo (fila de plantación-pastura natural) en la densidad aparente del horizonte A en suelos pertenecientes al Rango textural A (suelos livianos) suelos del Rango textural B (limosos).

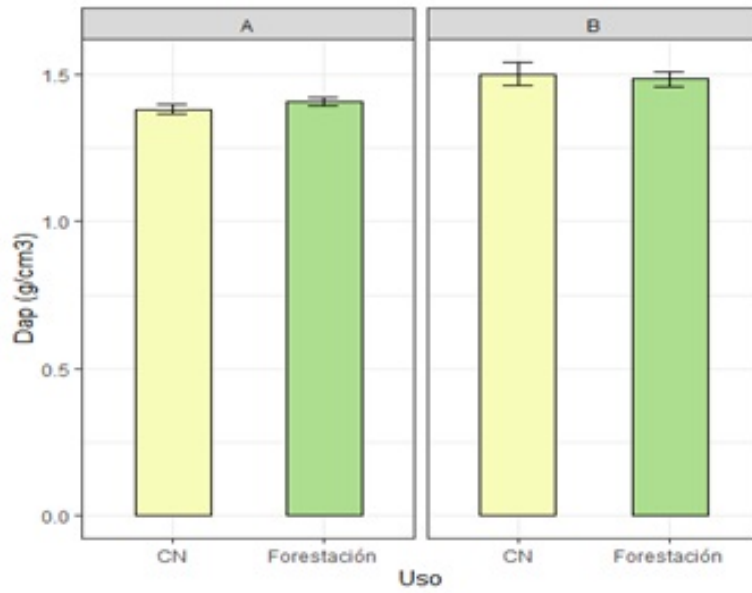


Figura 3.4.2: Efecto del uso del suelo (entrefila de plantación-pastura natural) en la densidad aparente del horizonte A en suelos pertenecientes al Rango textural A (suelos livianos) suelos del Rango textural B (limosos).

3.4.2. Capacidad de retener agua

La capacidad de retener agua del suelo en el horizonte superficial en muestras del rango textural A fue afectada por el uso del suelo para todas las succiones ensayadas (Figura 3.4.3), siendo mayor la capacidad de retener agua bajo campo natural. Para las muestras de suelo incluidas en el rango textural B, la diferencia entre ambos usos no es tan evidente (Figura 3.4.4)

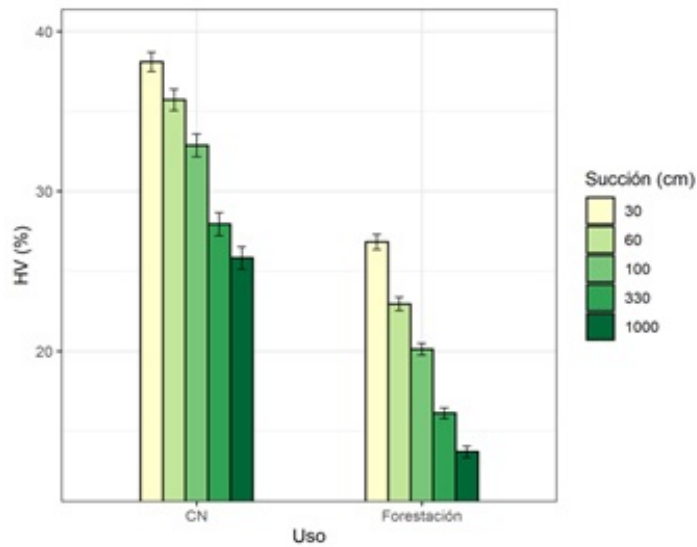


Figura 3.4.3: Contenido de agua retenida a diferentes succiones según manejo (campo natural-forestal) en horizontes A de suelos de rango textural A.

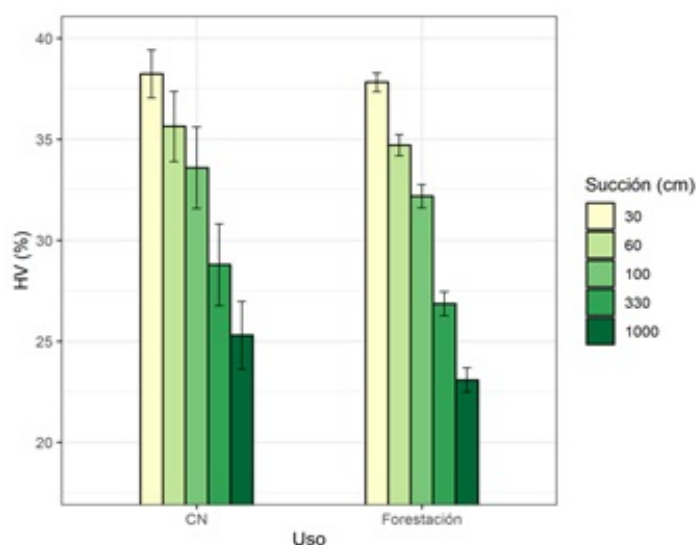


Figura 3.4.4: Contenido de agua retenida a diferentes succiones según manejo (campo natural-forestal) en horizontes A de suelos de rango textural B.

3.4.3. Ajuste de modelo van Genuchten

La curva de retención de agua del suelo o curva característica definida como la relación entre el contenido de agua del suelo y la energía de retención, es una propiedad física necesaria para el análisis del movimiento de agua en el suelo, así como la modelación hidrológica.

Han sido desarrolladas un gran número de ecuaciones empíricas para describir la curva de retención de agua del suelo (Leij et al. 1997; Kosugi et al. 2002). Una de las funciones de retención de agua más ampliamente usada es la desarrollada por Van Genuchten 1980, apropiada para todas las texturas de suelo:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^m} \quad (3.4.1)$$

Donde:

- θ_s es el contenido de agua a saturación ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).
- θ_r es el contenido de agua residual ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).
- h es el potencial de agua en el suelo (KPa).
- α es un parámetro de escala inversamente proporcional al diámetro medio de los poros (cm^{-1}).
- n y m son parámetros de forma de la curva característica, $m = 1 - 1/n$, $0 < m < 1$.

El parámetro “ α ” está relacionado con el valor de entrada de aire (Lu y Likos 2004); que es el potencial de matriz al cual ingresa el aire (el potencial al cual comienza a descender el contenido de humedad en la curva). Valores bajos de alfa indican que la región de entrada de aire es amplia por lo que suelos de textura arcillosa tienden a tener valores más bajos de alfa. El parámetro “ n ” está relacionado con la distribución de tamaño de poro y es un índice de la pendiente de la curva característica (Van Genuchten 1980). Valores altos de “ n ” resultan en una curva más empinada, lo cual sucede en suelos arenosos,

CAPÍTULO 3. INDICADORES

los cuales tienen una menor distribución en el tamaño de poros. Valores bajos de “n” indican una distribución de poros más homogénea. Por último, el parámetro “m” está relacionado con la simetría total de la curva característica.

En la Tabla 3.4.1 se observa que para los horizontes subsuperficiales solo se tiene muestras pertenecientes al rango textural C, coincidiendo con las características de nuestros suelos, en los cuales predomina un proceso de translocación de arcillas silicatadas y su acumulación en horizontes subsuperficiales (horizontes B).

Para el ajuste del modelo se utilizaron los valores del contenido de agua a las tensiones evaluadas (30, 60, 100, 303 y 1000 cm) y el valor a saturación (0 cm) se estimó a partir de los valores de densidad aparente. El parámetro agua residual (θ_r) se consideró de acuerdo con el rango textural según Kosugi et al. 2002.

Tabla 3.4.1: Valores correspondientes a los parámetros de van Genuchten obtenidos según manejo y rango textural, para el horizonte superficial y subsuperficial.

Horizonte	Manejo	Rango textural	N° muestras	Parámetros VAN GENUCHTEN			
				α	n	θ_s	θ_r
Horizonte A (Superficial)	Campo natural	A	69	0,6021	1,1848	0,4808	0,0769
		B	5	0,0775	1,2169	0,4377	0,0670
	Forestal	A	90	0,6160	1,3278	0,4783	0,0649
		B	36	0,0803	1,2319	0,4418	0,0707
Horizonte B (Subsuperficial)	Campo natural	C	25	0,5999	1,1824	0,4740	0,0958
	Forestal	C	11	1,2781	1,1494	0,5405	0,0818

En la Figura 3.4.5 se observan las curvas de retención para el horizonte superficial de muestras de suelos pertenecientes a los usos evaluados, de acuerdo con el ajuste realizado mediante el modelo de van Genuchten. En este caso pertenecen a las muestras categorizadas como pertenecientes al rango textural A. Las muestras pertenecientes al suelo bajo cobertura forestal muestran un menor contenido de agua retenida a cualquier punto de succión cuando comparamos con la curva perteneciente a las muestras de suelo bajo cobertura de pastura. La curva perteneciente al manejo forestal presenta los parámetros alfa y “n” mayor (indicado por la mayor pendiente de la curva), lo cual estaría indicando que el punto de entrada de aire a los poros se da antes. Los suelos bajo uso forestal perderían el agua retenida más fácilmente que los de pasturas ante aumentos de la succión. Una posible explicación de este fenómeno es el desarrollo de menores fuerzas matriciales como consecuencia de compuestos orgánicos hidrofóbicos vinculados a las coberturas forestales (Mataix-Solera et al. 2007; Rodríguez-Alleres et al. 2007).

En la Figura 3.4.6 no se observaron diferencias entre manejos cuando se ajustó el modelo considerando las muestras agrupadas en el rango textural B (limosas).

Los suelos evaluados bajo uso forestal presentan menor capacidad de retención de agua, que los mismos tipos de suelo bajo pastura, a cualquier nivel de succión. Este fenómeno se evidencia con mayor intensidad cuando es evaluado a mayores succiones (menor contenido de agua) y es más notorio en suelos de texturas más livianas (con mayor contenido de arena).

Estos resultados coinciden con los encontrados por González Sosa 2019 y Rodríguez Gelós 2008 al evaluar el comportamiento hidrológico de suelos afectados por el manejo forestal en relación con

los mismos suelos bajo pastura. Los autores mencionados lo atribuyen a un efecto relacionado a un incremento de la hidrofobicidad en los suelos forestados, cuyo efecto se intensifica a medida que disminuye el contenido de agua en el suelo.

Doerr et al. 2000 y Mainwaring et al. 2013 plantean un mecanismo fisicoquímico de desarrollo de la hidrofobicidad determinada por la progresiva reorientación de sustancias anfipáticas en torno a las partículas del suelo a medida que disminuye su contenido de humedad.

La exposición de las colas apolares de estos compuestos a medida que los suelos se secan determina tanto un aumento de la hidrofobicidad como una disminución de la capacidad del suelo de atraer eléctricamente moléculas de agua. Este proceso explica la disminución acelerada de la capacidad de retención de agua de los suelos hidrofóbicos forestales con respecto a los no hidrofóbicos de pasturas. Este proceso surge como consecuencia de la significativa cantidad de resinas, ceras y aceites aromáticos, como los pertenecientes a las especies del género *Pinus* y *Eucalyptus*, las cuales son frecuentemente vinculadas al desarrollo de la hidrofobicidad (Mataix-Solera et al. 2007; Rodríguez-Alleres et al. 2007).

El proceso se observó con mayor intensidad en suelos de texturas arenosas, de acuerdo con Doerr et al. 2006 y Hallett et al. 2008 la proporción de las distintas fracciones granulométricas del suelo tiene una importante relación con la hidrofobicidad. La causa de este comportamiento es que un suelo de texturas predominantemente arenosas tiene menos superficie específica que uno de texturas más finas, y es más fácilmente recubierto por las moléculas orgánicas responsables de repeler el agua (Giovannini y Lucchesi 1983, Hallett et al. 2008, Olorunfemi et al. 2014). Otra causa que explica esta relación entre la hidrofobicidad y la textura es la mayor capacidad de retención de agua de los suelos de texturas más finas (Rodríguez-Alleres et al. 2007), teniendo en cuenta que la hidrofobicidad es función del contenido de humedad del suelo debido a su efecto sobre la orientación de las sustancias anfipáticas que causan la repelencia. Woche et al. 2005 afirman que, en suelos arenosos, incluso bajos contenidos de C orgánico son capaces de generar importantes niveles de hidrofobicidad.

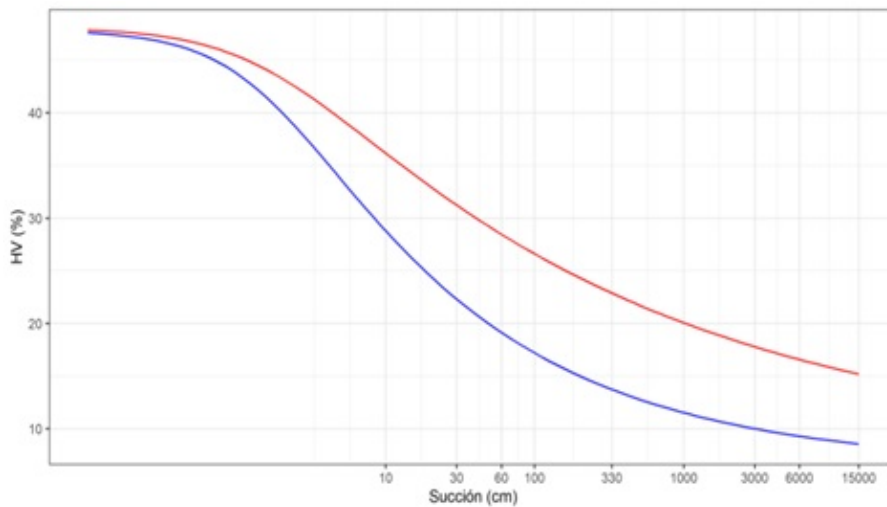


Figura 3.4.5: Curvas de retención de agua para muestras superficiales del rango textural A. Campo Natural (rojo)- Forestal (azul).

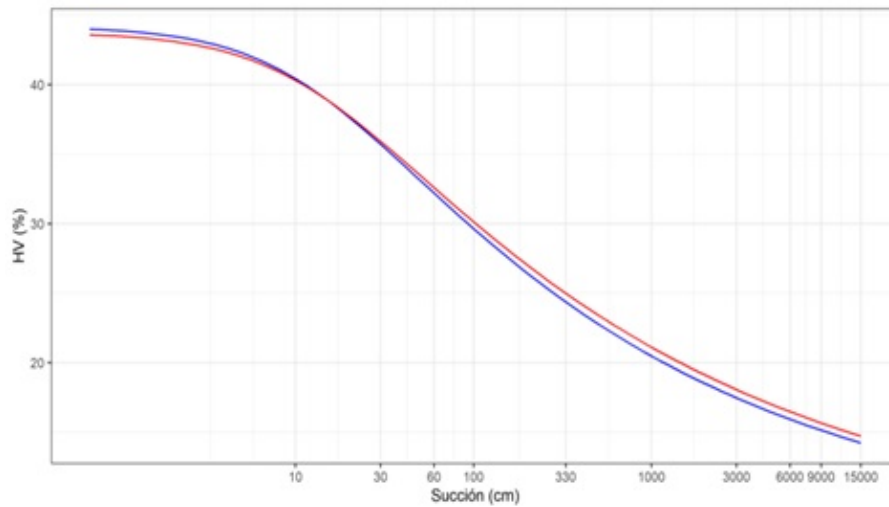


Figura 3.4.6: Curvas de retención de agua para muestras superficiales del rango textural B. Campo Natural (rojo) - Forestal (azul).

Para identificar el efecto del uso sobre los parámetros hídricos y sobre los coeficientes ajustados del modelo de van Genuchten se ajustó un modelo lineal mixto considerando todo el set de datos y con la variable cobertura como factor de efecto fijo y el rango textural como intercepto de efecto aleatorio. En la Tabla 3.4.2 se muestran los parámetros de van Genuchten obtenidos y sus respectivos errores estándar. Estos análisis fueron realizados en el entorno de modelación estadística que provee el paquete lme4 (Bates et al. 2014) en R (R Core Team 2021).

Tabla 3.4.2: Parámetros de van Genuchten considerando todo el set de muestras.

Manejo	Parámetros VAN GENUCHTEN			
	α	n	θ_s	θ_r
Campo natural	0,406 a (0,227)	1,14 b (0,0291)	0,469 b (0,0179)	0,085 a (0,00611)
Forestal	0,584 a (0,213)	1,24 a (0,0285)	0,487 a (0,0175)	0,0783 b (0,00609)

En la Tabla 3.4.2 se observan diferencias estadísticas significativas entre coberturas para los parámetros n y θ_s . También se observan diferencias para el parámetro θ_r , aunque no es relevante dado que el mismo fue obtenido de bibliografía (Kosugi et al. 2002), sí en el caso de los parámetros alfa y n, cuyo significado se discutió anteriormente.

En la Figura 3.4.7 se observan los modelos de van Genuchten ajustados para cada uno de los usos evaluados, utilizando los valores promedio de cada uno de sus parámetros, obtenidos mediante el modelo mixto ajustado previamente. En esta figura se observa un comportamiento significativamente distinto de la dinámica de retención de agua, con una menor capacidad de retención de los suelos bajo cobertura forestal a cualquier nivel de succión.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

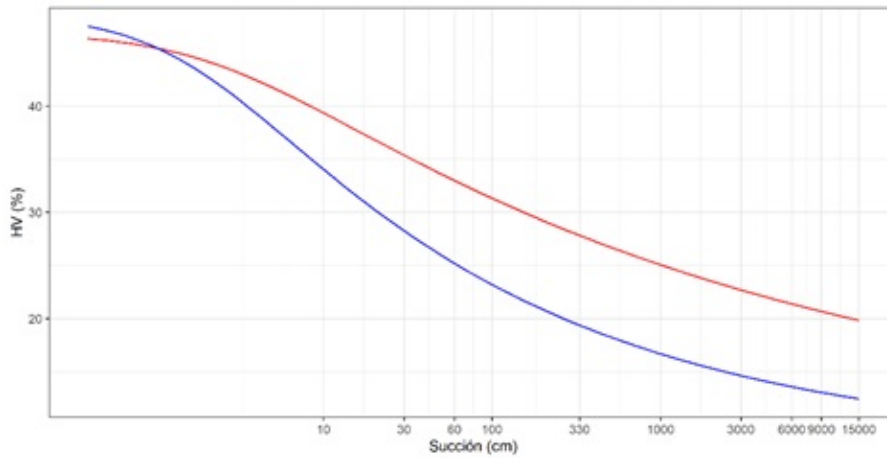


Figura 3.4.7: Parámetros determinados por el modelo mixto para cada uso considerando todo el data-set (Campo natural: rojo, forestal: azul).

La Figura 3.4.8 representa la disminución del contenido de agua retenida a diferentes tensiones, expresado como porcentaje, cuando el suelo pasa de un manejo pastoril a forestal. Puede observarse que las diferencias se acentúan a medida que el suelo se va secando, a valores de tensión equivalentes a capacidad de campo (100 cm) la disminución es aproximadamente de un 23% pero cuando los valores de tensión se incrementan a 1000 cm el porcentaje de disminución alcanza un 28.5%.

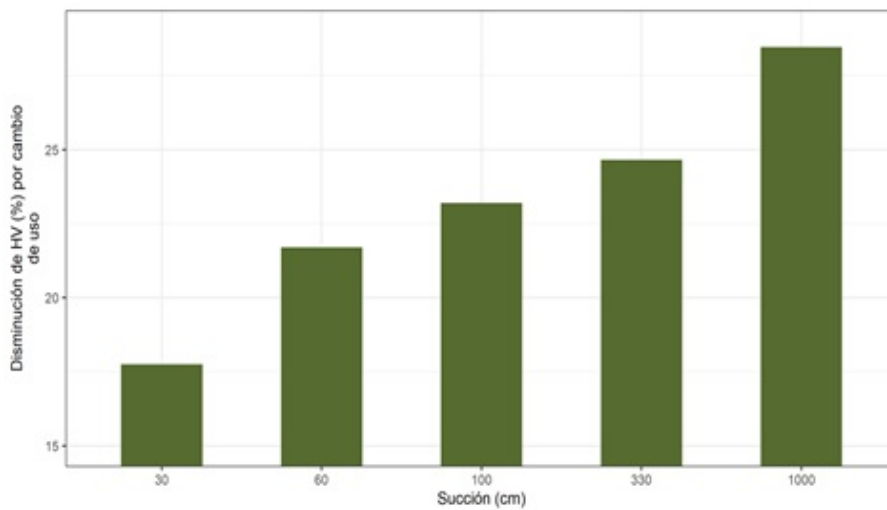


Figura 3.4.8: Disminución de la capacidad de retención de agua del suelo por cambio de uso de CN a forestal por nivel de succión.

3.5. Indicadores eco fisiológicos

A continuación se presenta una breve descripción de las actividades relativas a las medidas ecofisiológicas en la microcuenca experimental DTf. Se mencionan aspectos metodológicos, operativos, logístico, dificultades, logros durante la ejecución del proyecto, así como también las perspectivas a futuro. También se presentan resultados y figuras que ilustran las tareas de campo.

3.5.1. Parámetros de intercambio gaseoso: potencial hídrico (Ψ_w) conductancia estomática (gs)

Se midió el potencial hídrico foliar (Ψ_w) durante días consecutivos en primavera (octubre/2019 y noviembre/2020). Las mediciones se realizaron en 12 árboles seleccionados por su porte (codominantes) y aspecto sanitario general de una parcela circular de 314 m². El Ψ_w se midió previamente al amanecer (Ψ_b , MPa) y al mediodía (12 a 14 h) en tres brotes por árbol localizados en ramas con orientación norte del tercio superior de copa. El Ψ_w se midió con una cámara de presión de tipo Schölander (modelo 3005F01, Soil & Moisture $\text{\textcircled{R}}$) en tres hojas por brote, completamente expandidas y de buen aspecto sanitario. La información permitió conocer el estado hídrico en dos momentos, previo a la apertura estomática (Ψ_b) y durante la mayor pérdida de agua (Ψ_{md}). También se calculó el gradiente de potencial hídrico ($\Delta \Psi = \Psi_b - \Psi_{md}$) para cuantificar los efectos del intercambio gaseoso sobre el estado hídrico foliar. Este parámetro permite inferir indirectamente la actividad transpiratoria (Franks et al. 2007).

En los mismos brotes se midió la conductancia estomática (gs) al mediodía (12 a 14h) con porómetro portátil (SC -1 Decagon $\text{\textcircled{R}}$). A partir de esta información se calculó la gs promedio por árbol y se analizó su relación con la actividad transpiratoria (inferida, mediante $\Delta \Psi$) y con la demanda atmosférica (DPV). Se midió la altura y el diámetro de referencia (Dap) de los árboles durante las mismas fechas que se midió el potencial hídrico y también en otoño (mayo) de 2019. La altura se midió mediante dos metodologías (vértex y pértiga telescópica). El Dap se determinó con cinta diamétrica. A partir de esta información se calculó el crecimiento relativo de los árboles y se analizó su relación con la transpiración individual.

Durante el proyecto surgieron una serie de dificultades operativas y logísticas que obligaron a redefinir fechas y objetivos. Así, se decidió realizar las mediciones durante el período de mayor actividad fisiológica (primavera) y crecimiento en dos años consecutivos. El objetivo para conocer los efectos del mayor consumo (transpiración) sobre el estado hídrico foliar, especialmente en períodos con elevado DPV pero inferior a la inducción del cierre de estomas (3 a 4 kPa) (Bourne et al. 2015, Héroult et al. 2013, Whitehead y Beadle 2004). Durante esta época del año los árboles crecen más activamente.

Una dificultad importante fue la necesidad de utilizar un elevador con plataforma para acceder a la parte superior de las copas de los árboles. El costo del equipo y los tiempos de desplazamiento dentro de la parcela obligaron a descartar esta posibilidad. Se realizaron salidas para ajustar la metodología y se logró medir de acuerdo a lo pautado en la primera fecha (octubre/2019). Un problema fue el desfase entre mediciones que debieran ser simultáneas. Por esta razón se modificó el orden de muestreo para optimizar el tiempo durante la operativa con el elevador. A su vez, surgieron importantes limitaciones al desplazamiento por la emergencia sanitaria (pandemia) en 2020 y 2021. Esto implicó problemas para actividades en grupo, por lo cual se modificó nuevamente la implementación de protocolos para el ajuste de metodología y procesamiento de muestras (actividades de laboratorio).

3.5.2. Flujo de savia

Durante el proyecto se ha podido completar con éxito la construcción e instalación del sistema de sensores de flujo de savia por disipación de calor y obtener los primeros datos de este tipo a nivel nacional. Hasta el momento es el único de su tipo en el Uruguay ajustado para árboles.

En mayo de 2019 se colocó una red de tuberías plásticas por debajo de la superficie del suelo para llevar el extenso cableado entre componentes del sistema TDP (Thermal Dissipation Probe) (GRANIER 1985), para de este modo asegurar su estanquidad en condiciones de intemperie. Una vez finalizada la construcción y adecuación del equipo, se procedió a construir los sensores (sondas) de medición y programar el set de medición para detectar microvariaciones de voltaje provenientes de las sondas. Se utilizó datalogger (modelo CR10X, Campbell Scientific®). En octubre de 2019 se seleccionaron árboles dispuestos simétricamente al datalogger y homogéneos en cuanto a su diámetro y aspecto sanitario. En ellos se instalaron sensores de flujo de savia por disipación de calor (TDP). Para determinar la transpiración de cada árbol es necesario conocer el área de leño conductor (albura) a la altura de la sonda (1.4 m) de cada individuo monitorizado. Este procedimiento se describe más adelante. Las diferencias de temperatura (como señal eléctrica) fueron registradas y almacenadas en el datalogger cada 30 minutos, de tal manera que permitieron obtener un indicador continuo del flujo ascendente de agua.

Para cuantificar la densidad de flujo fue necesario estimar la superficie de sección de albura. Para ello, se tomaron muestras de madera en tres árboles con un calador Pressler. Se extrajeron tarugos a 1.40 m de altura en las caras norte y sur de cada árbol. Los tarugos midieron entre 12 y 15 cm de longitud y se almacenaron a 4 °C en oscuridad para disminuir los procesos de oxidación. A partir de estas muestras se estimó la superficie de albura en base a observaciones macroscópicas con lupa, asistidos por bibliografía. El criterio se basa en la observación de tilosis en los vasos y ha sido la técnica más apropiada para distinguir albura en Eucalyptus (Bamber y Fukazawa 1985). La porción externa de la muestra (20 mm) correspondió con la sección de xilema activo. Esta información junto con características del dosel permitió escalar las medidas a nivel dosel y rodal (Köstner et al. 1998).

3.5.3. Resultados

Potencial hídrico y conductancia estomática

Las variables ecofisiológicas se midieron en octubre de 2019 y noviembre de 2020. El objetivo inicial fue estudiar el efecto estacional sobre la variación de estos parámetros pero por lo antes expuesto, se decidió medir en dos primaveras para captar valores de transpiración asociados con un mayor crecimiento y una alta tasa de intercambio gaseoso.

Los potenciales hídricos (Ψ_b y Ψ_{md}) no se correlacionaron entre sí (Figura 3.5.1). Es decir, el potencial hídrico disminuyó en función de la transpiración independientemente del contenido de humedad del suelo (inferido por el Ψ_b por árbol). Los valores variaron significativamente entre árboles y promediaron -0.40 ± 0.15 MPa a nivel de la parcela. El Ψ_{md} fue similar entre temporadas, con -2.41 ± 0.27 y -2.25 ± 0.52 MPa, lo cual determinó un $\Delta\Psi$ similar entre ambas temporadas (promediadamente 1.92 ± 3.42 bar). Estos valores se encuentran por debajo de la tensión umbral que disminuye la conductancia hidráulica en la especie (Whitehead y Beadle 2004). Si bien la actividad transpiratoria fue similar entre ambas temporadas, en primavera/2020 ese valor de $\Delta\Psi$ se alcanzó con una apertura estomática (gs) 31 % más baja que en la primavera/2019.

La apertura estomática al mediodía (gs) no se correlacionó con el Ψ_b por árbol. Es decir, gs se mantuvo relativamente constante dentro del rango de humedad del suelo (inferido por el Ψ_b) (Figura 3.5.2),

Tabla 3.5.1). Es esperable que el Ψ_b se modifique en términos estacionales y que afecte al resto de parámetros hídricos. Sin embargo, g_s permaneció relativamente constante frente a las variaciones del Ψ_b . Los resultados sugieren que no se alcanzó el Ψ_{md} por debajo del cual se induce la embolia generalizada (Ψ_{md} crítico). Esta situación depende de una cadena compleja de señales de la raíz hasta el mesófilo (Sperry et al. 2002).

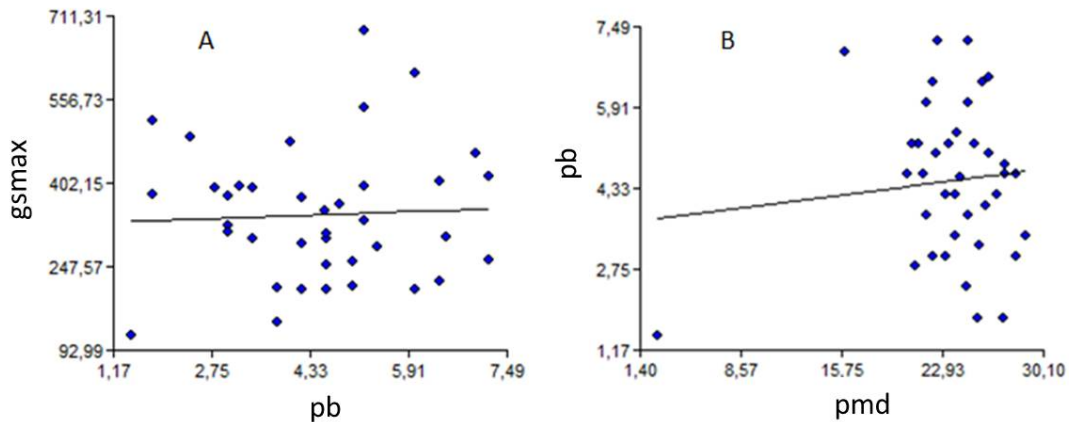


Figura 3.5.1: A) Relación entre g_s y potencial hídrico base (pb) (expresado en $-bar$), B) Relación entre los potenciales hídrico base (pb) y mediodía (pmd).

La actividad transpiratoria ($\Delta\Psi$) varió entre árboles ($p = 0.0070$) y promedió -1.96 MPa en primera temporada y -1.85 en la segunda. Si bien son valores puntuales que varían en base diaria, en la segunda temporada se correlacionaron con un menor potencial base (refleja menor agua en suelo) y una menor g_s ($231 \text{ mmol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Los valores se explicaron por un descenso marcado del Ψ_{md} ($p < 0.0001$) (Figura 3.5.2). La g_s varió de 230 a $460 \text{ mmol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ en la primera temporada y de 180 a $390 \text{ mmol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ en la segunda. Estos valores se encuentran por encima de los observados a campo en *E. dunnii* bajo moderado DPV (1 a 3 kPa) (Bourne et al. 2015).

Serían necesarias más campañas de medición a campo, especialmente en el verano, para estimar g_s en alto DPV (4 a 5 kPa). También podrían estudiarse las limitantes hidráulicas sobre el crecimiento de los árboles, en base a su conductividad hidráulica y el potencial hídrico mínimo de mediodía. Esta relación determinaría en qué medida el potencial mediodía afecta el crecimiento de los árboles (Ryan et al. 2006). Los valores de $\Delta\Psi$ registrados y g_s son similares a los observados en clones *E. grandis* e híbridos con eucaliptos colorados (*E. grandis* x *camaldulensis* y *E. grandis* x *tereticornis*) en Tacuarembó sobre suelos arenosos y en condiciones de alta demanda atmosférica (DPV entre 3 a 5 kPa) (Gándara et al. 2020). Esto refleja la gran capacidad de intercambio gaseoso de *E. dunnii* con DPV moderado y disponibilidad hídrica.

La medición de g_s permitió ajustar un valor inicial para el modelo SWAT. En la primera temporada se observó una g_s más variable ($CV = 32\%$) que durante la segunda temporada ($CV = 21\%$). Analizando la sensibilidad del modelo SWAT a este parámetro, ésta no resultó significativa y su variación dentro de rangos apropiados no permitió mejorar la estimación de evapotranspiración potencial que realiza el SWAT, la cual queda significativamente subestimada para las plantaciones forestales. La calibración del modelo (SWAT) se realizó asumiendo un valor de resistencia ($1/g_s$) de 0.004 m.s^{-1} , equivalentes una g_s máxima de $250 \text{ mmol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Este valor es esperable suelos sin limitantes disponibilidad hídrica y

un DPV moderado (1 a 2 kPa). En nuestras mediciones, el contenido de agua disponible estimado fue de 60 % en ambas temporadas y está en concordancia con el valor de gs estimado.

El DPV medio fue de 1.3 a 2.1 kPa y gs máxima fue 490 $\text{mmol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Con DPV mayores a 4 kPa (típicos de verano), la conductancia estomática del dosel (G) y el flujo transpiratorio disminuyen drásticamente en la especie (Bourne et al. 2015). La conductancia del dosel puede estimarse a partir de la densidad del flujo de savia, tarea que aún está pendiente. También sería posible calcular la eficiencia en el uso del agua (EUA) si se incorporara el análisis de isótopos estables de carbono en muestras foliares, entre otras metodologías. A partir de esta información podrá estimarse la EUA del rodal.

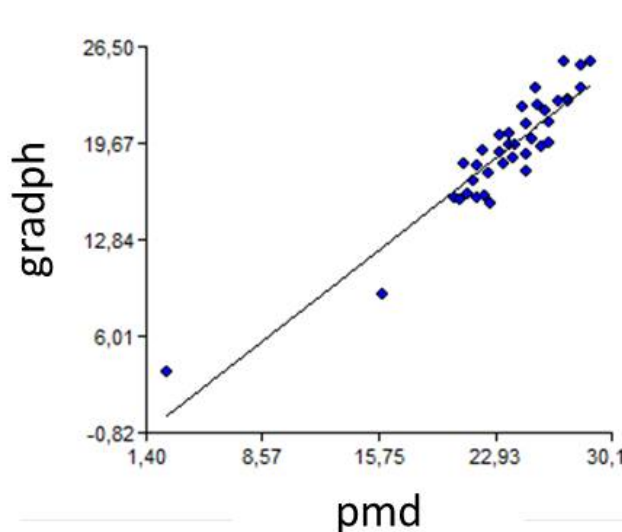


Figura 3.5.2: Relación entre potencial mediodía (pmd) y gradiente de potencial hídrico (gradph) en -bar en la primera temporada (octubre/2019).

Tabla 3.5.1: Potenciales hídricos base (Ψ_{pd}), mediodía (Ψ_{md}) y gradiente de potencial ($\Delta\Psi$) (MPa), conductancia estomática (gs, $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y déficit de presión de vapor del aire (DPV, kPa).

	Primavera 2019				
	Ψ_b	Ψ_{md}	gs	$\Delta\Psi$	DPV
media	-0.46	-2.41	349	19.40	1.30
std	0.20	2.70	121	3.42	0.26
	Primavera 2020				
	Ψ_b	Ψ_{md}	gs	$\Delta\Psi$	DPV
media	-0.60	-2.40	231	18.90	2.10
std	0.30	0.59	74.04	0.56	0.80

Crecimiento de los árboles

Se estudió el crecimiento fustal (altura, diámetro y volumen) entre otoño y primavera/2019, y entre primavera/2019 y primavera/2020. El crecimiento relativo del fuste (en volumen) presentó menor correlación con el incremento diamétrico ($r = 0.65$) que con el crecimiento en altura ($r = 0.83$) (Figura 3.5.3). Probablemente por efecto de la competencia por luz.

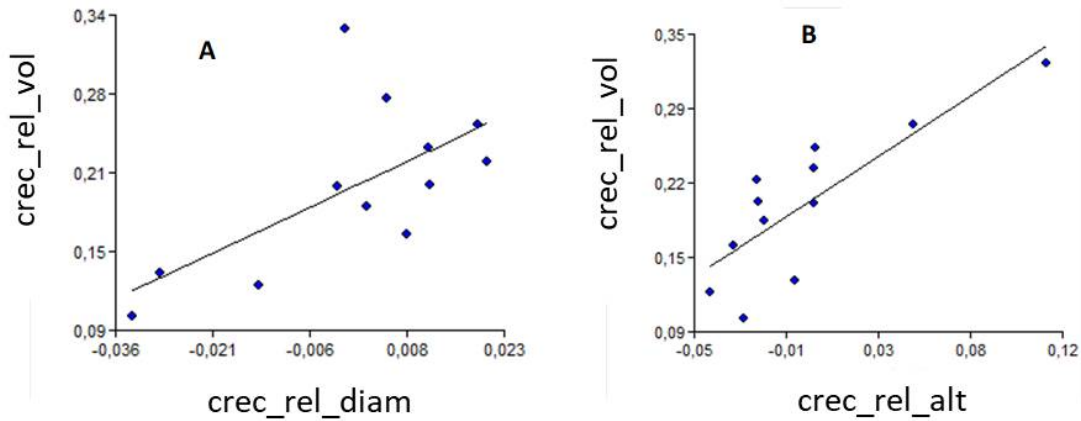


Figura 3.5.3: A) Relación entre el crecimiento relativo en volumen y altura, B) Relación entre el crecimiento relativo en volumen y diámetro entre otoño (mayo) y primavera (octubre) de 2019. Expresado en m³. Una tendencia similar se observó en la primavera/2020.

El volumen fustal final (asumiendo factor de forma de 0.5) fue de 0.197 m³árbol⁻¹ y 261 m³ha⁻¹ (130 ton.ha⁻¹). Estos valores representan un incremento entre temporadas de 44.28 m³ha⁻¹, es decir, 22.01 ton.ha⁻¹. El crecimiento relativo promedio fue de 20.4%. Héroult et al. (2013) reportaron incrementos de 45 m⁻³ para *E. dunnii* presenta una caída del flujo transpiratorio en función del DPV más pronunciada que otros eucaliptos similares (de origen húmedo y subhúmedo). Dicho trabajo se realizó a una latitud similar (33°S) en el sudeste de Australia bajo una pluviometría de 1100 mm anuales. Las altas tasas de crecimiento que se observaron en este proyecto se correlacionan con las elevadas tasas transpiratorias registradas por flujo de savia (entre 60 a 100 L.árbol⁻¹día⁻¹).



Figura 3.5.4: Medición del potencial hídrico foliar con cámara de presión a partir de muestras colectada en el tercio superior de copa.



Figura 3.5.5: Elevador con brazo telescópico (Manitou) para acceder a las copas durante la medición de potencial hídrico foliar (Ψ_w) y conductancia estomática (gs).

Flujo de savia por disipación de calor (TDP)

A continuación se describen las etapas de armado, instalación y puesta en marcha del equipo para medir el flujo de savia en plantas leñosas y se muestran resultados parciales. Se resumen las actividades en relación a la comprobación de los componentes eléctricos del conjunto de sensores tipo Granier (TDP), llevados a cabo en el Laboratorio del Dpto. de Sistemas Ambientales (Agrometeorología), Facultad de Agronomía y la instalación en el monte “Don Tomás”, Montes del Plata, Paysandú.

Una vez finalizada la labor en las etapas de construcción y adecuación del equipo para medir el flujo de savia se procedió a soldar los conjuntos a cables de 4 pares blindados para uso en telefonía de 10 metros de longitud. Se programó un datalogger Campbell Scientific modelo CR10X para detectar las microvariaciones de voltaje provenientes de las sondas.

En octubre de 2019 se seleccionaron 10 árboles simétricos, homogéneos en cuanto a su diámetro, altura y sanidad, y en 6 de ellos se instalaron los sensores de flujo de savia por disipación de calor. Cada sensor está compuesto por dos sondas insertadas en el leño conductor: la superior, calentada en forma continua por una resistencia de 2W, y la inferior a 15 centímetros por debajo y que se mantiene a la temperatura del leño (Figura 3.5.6).



Figura 3.5.6: Vista de sensor flujo savia en leño conductor (Izquierda) y parcela de medición (derecha). Se observa el protector solar para evitar calentamiento.

Los sensores se colocaron a 140 centímetros del suelo, en la cara sur del tronco, con el fin de minimizar el efecto del calentamiento solar, y la zona de inserción de las sondas se cubrió con material aislante aluminizado para evitar la insolación directa sobre el tronco.

La autonomía energética en forma permanente de todo el conjunto se logra mediante el uso baterías de ciclo profundo y paneles solares. El datalogger cuenta con una batería de 7 Amp.h⁻¹ y un panel solar de 50 W, 12 V. Las sondas cuentan con una batería de 110 Amp.h⁻¹ y un panel solar de 150 W, 12V. El extenso cableado entre componentes recorre tubos plásticos enterrados a 15 cm de profundidad de manera de asegurar la estanquidad de todos los componentes en condiciones de intemperie.

Las diferencias de voltaje o temperatura registradas entre las sondas permiten determinar la densidad de flujo de savia (Kg.dm⁻²h⁻¹) mediante una ecuación empírica establecida por Granier y Gross (1987):

$$DFS = 4,28[(\Delta T_{max} - \Delta T)/\Delta T]^{1,231}$$

Siendo ΔT la diferencia de temperatura entre la sonda calentada y la de referencia y ΔT_{max} el valor máximo de ΔT para un período de 10 días, que sucede en momentos de flujo de savia nulo. Para la determinación de la transpiración es necesario conocer el área de leño conductor a la altura de la sonda (1.4 m) de cada árbol monitorizado.

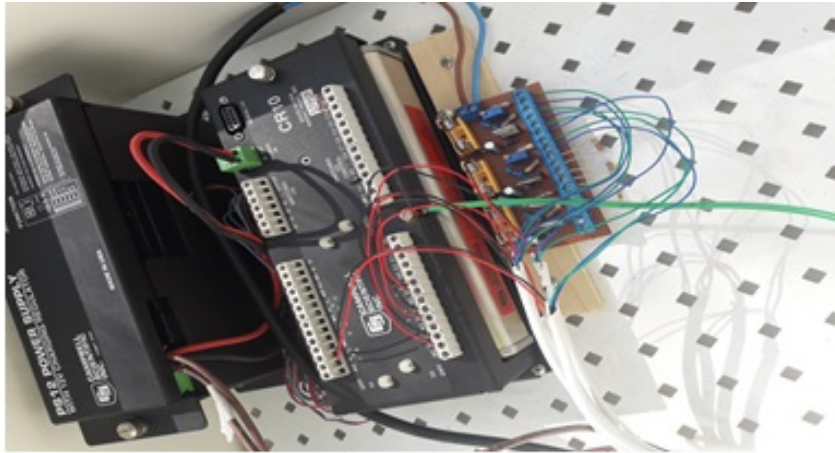


Figura 3.5.7: Vista de datalogger Campbell Scientific modelo CR10X.

Las diferencias de temperatura se registran y almacenan en el datalogger cada 30 minutos, de tal manera que permiten obtener un indicador continuo del flujo de agua que asciende por los árboles (Figura 3.5.7). Próximamente se vinculará esta información con las características del dosel para escalar las medidas al rodal completo. En diciembre de 2019 se realizó la primera colecta de datos desde el logger y comprobó el buen funcionamiento general de todo el sistema de sondas y suministro continuo de energía.

A continuación se ejemplifica (Figura 3.5.8) la evolución de la densidad de flujo de savia para un día despejado a mediados de primavera. Se aprecia un rápido ascenso de este indicador por la mañana que se asocia al aumento del déficit de presión de vapor (DPV). Luego de alcanzar su máximo al mediodía, la densidad de flujo de savia desciende aún a altos valores de DPV, hecho que podríamos atribuir a limitaciones estomáticas a la transpiración, que normalmente aparecen en momentos de alta demanda donde se produce un descenso de la humedad del suelo cercano a las raíces.

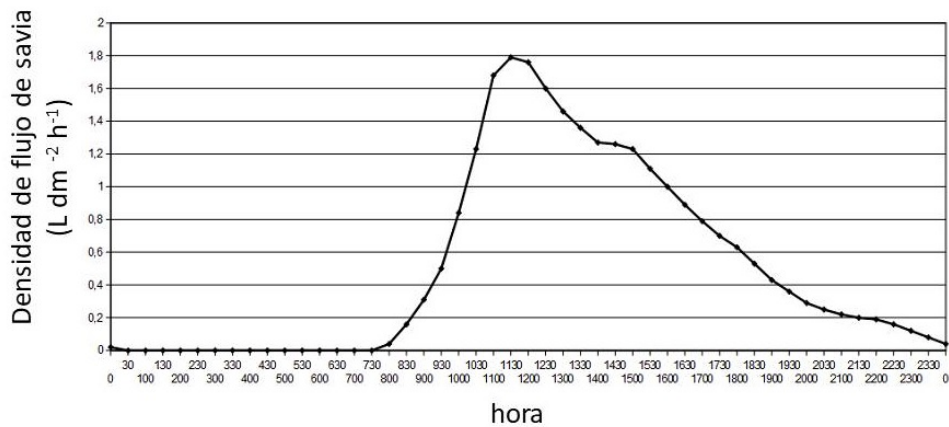


Figura 3.5.8: Densidad de flujo de savia para un día despejado a mediados de primavera.

A modo de comprobación preliminar se estableció la asociación entre la densidad de flujo de savia y el DPV (Figura 3.5.9), que ha sido reportada previamente por numerosos autores. Como se esperaba, se halló una correlación positiva fuerte entre las variables.

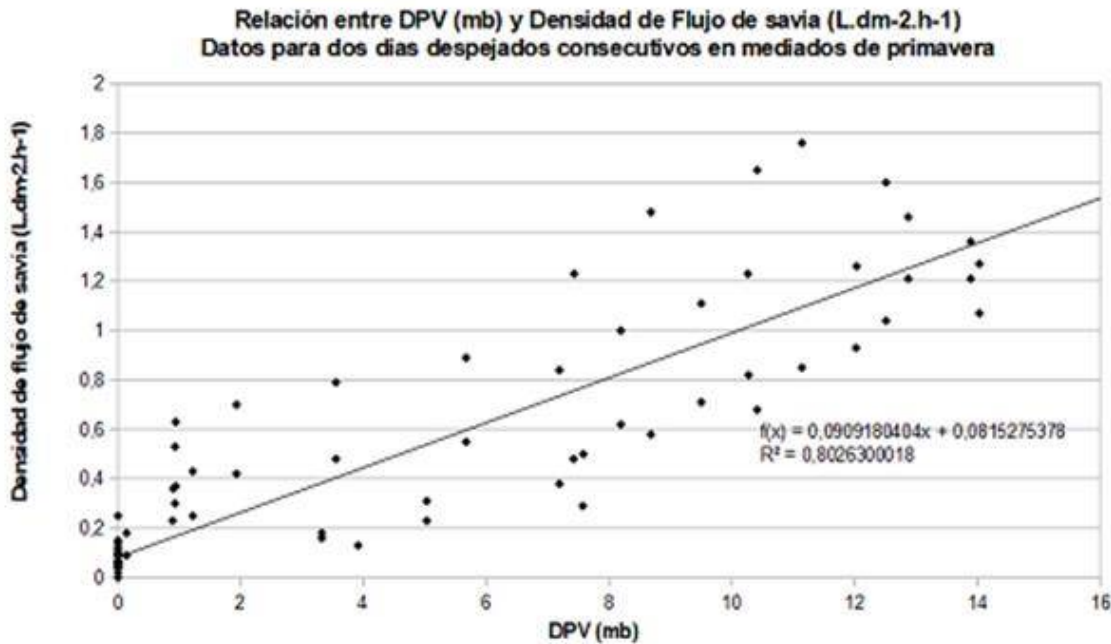


Figura 3.5.9: Relación entre densidad de flujo de savia y déficit de presión de vapor (DPV).

Los valores de DPV fueron calculados a partir de datos de un sensor de humedad relativa provenientes de la EM ubicada en la microcuenca DTf. Durante las primeras horas de la mañana, aunque la temperatura del aire aumenta, este sensor permanece saturado, lo que resulta en un valor nulo de DPV, y finalmente en una pobre asociación con la densidad de flujo de savia. Expresado de otra forma, el agua empieza a ascender por el xilema debido a que el DPV aumenta en las primeras horas de la mañana, pero ese aumento no puede ser detectado por el sensor de humedad. Durante el resto del día, la asociación entre variables es muy buena ya que el DPV es un muy buen indicador del poder secante del aire ya que su valor depende de la radiación solar, la temperatura del aire, el contenido de vapor de agua y el viento. La estrecha relación observada entre la densidad de flujo de savia y el déficit de presión de vapor confirma lo encontrado por Fetene y Beck (2004).

A partir del estudio de las muestras de madera extraídas con el calador Pressler (Figura 3.5.10) se determinó el espesor de albura (sentido radial) y al considerar el DAP, se calculó la sección transversal de leño conductor por árbol (Ax). La transpiración por árbol se calculó con la siguiente ecuación:

$$\text{Transpiración}(kg.h^{-1}\text{árbol}^{-1}) = \text{Densidad de flujo}(kg.dm^{-2}h^{-1})Ax(dm^2)$$

Los sensores registraron más de 139 000 valores puntuales (registros cada 30 minutos de manera continua). Para calcular la transpiración en este sitio fue necesario el control y evaluación de la calidad de los registros mediante pruebas lógicas, dado el tamaño de la serie de datos. Para aumentar la resolución en la presentación de los datos, se eligió la segunda década (11 a 20) de los meses centrales de cada estación del año (11 a 20 de octubre de 2019; 11 a 20 de enero de 2020; 11 a 20 de abril de 2020 y 11 a 20 de julio de 2020). Los porcentajes de agua disponible para dichos períodos son similares y oscilaron entre un 60 % y 80 %. Por tanto, las diferencias en la tasa de transpiración por árbol entre estaciones pueden ser atribuidas mayormente a las condiciones meteorológicas de los períodos analizados (principalmente el déficit de presión de vapor, DPV).



Figura 3.5.10: Extracción de muestra para la determinación de xilema funcional. La información permitió calcular la densidad de flujo de savia por unidad de albura.

A pesar de que la tasa de transpiración media por árbol muestra una alta asociación con la evolución del déficit de presión de vapor de cada día, la información presentada en el gráfico (Figura 3.5.11) permite discriminar claramente las diferencias en el uso de agua de los árboles en verano e invierno. En días cubiertos y con precipitaciones el DPV fue muy bajo, lo que resultó en tasas de flujo de savia individuales muy bajas, tal es el caso de los días 15 y 20 de enero. El uso de agua durante otoño y primavera estuvo mayormente comprendidos entre los extremos correspondientes a verano e invierno, pero no guardan relación de superioridad entre sí.

La transpiración media por árbol y por día (kg/día) fue 5 veces mayor en verano respecto al invierno (Tabla 3.5.2). Los resultados permiten calcular el uso de agua por árbol a nivel estacional calculando los integrales para períodos más extensos. El nivel medio de uso de agua en otoño fue mayor al de primavera, posiblemente porque el otoño es antecedido por una estación seca de alta disponibilidad energética y temperatura. Estos factores incrementaron la demanda atmosférica (DPV). Lo contrario sucedió en primavera, ya que fue antecedida por el invierno, es decir, la estación más húmeda y fría del año. La tasa máxima diaria registrada para todo el promedio de datos fue 103.3 litros diarios, valor muy similar al reportado por Hunt y Beadle (1998) de 103.57 kg/día en plantaciones de *Eucalyptus nitens* de 8 años de edad.

Para pasar de escala de árbol a rodal (en etapa de ajustes metodológicos y cálculo) es muy importante determinar la estructura del rodal y la distribución de tamaños de los individuos dada la existencia de ciertos procesos que determinan un incremento en la variabilidad, como la sequía o la competencia interespecífica.

Este estudio ha permitido obtener los primeros registros de transpiración medida por flujo de savia en el Uruguay. Al momento de la redacción de este informe, el conjunto de sensores TDP continúa funcional y supera los 200 000 registros ininterrumpidos de flujo de savia. Se valora como una sustantiva contribución la obtención de parámetros ecofisiológicos medidos y el ajuste de técnicas de medición en ecofisiología de leñosas en nuestras condiciones de cultivo.

CAPÍTULO 3. INDICADORES

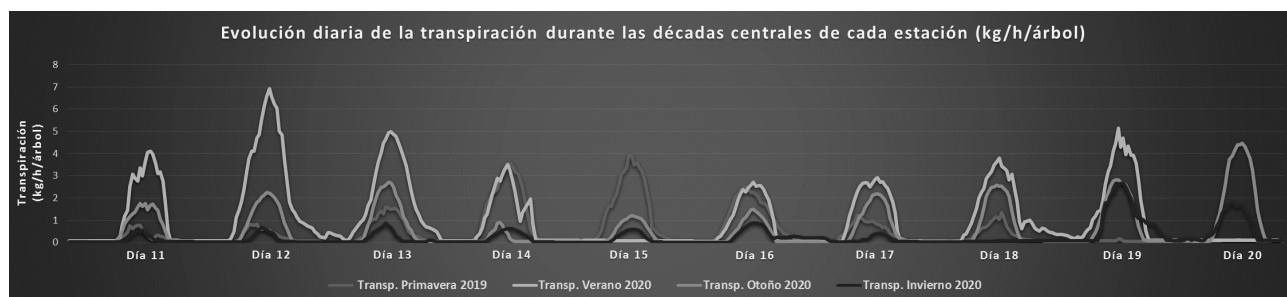


Figura 3.5.11: Tasa de transpiración media diaria durante las décadas centrales de cada estación en el período octubre de 2019 a julio de 2020.

Tabla 3.5.2: Valores de transpiración (kg) calculados a partir de la información de las décadas centrales de cada estación.

	Primavera (2019)	Verano (2020)	Otoño (2020)	Invierno (2020)
Transpiración acumulada (10 días) (kg)	231.9	517.8	282.2	118.4
Promedio de agua transpirada por individuo (kg.día ⁻¹)	23.2	51.8	28.2	11.8
Máxima tasa diaria de transpiración (kg.día ⁻¹)	55.0	103.3	37.2	39.0

Bibliografía

- Abbaspour, K. C., C. A. Johnson y M. Th. van Genuchten (2004). «Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure». En: *Vadose Zone Journal* 3.4, págs. 1340-1352. ISSN: 1539-1663. DOI: 10.2113/3.4.1340.
- Abbaspour, Karim C., Saeid Ashraf Vaghefi y Raghvan Srinivasan (2017). «A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: A review of papers from the 2016 international SWAT conference». En: *Water (Switzerland)* 10.1. ISSN: 20734441. DOI: 10.3390/w10010006.
- Abbaspour, Karim C. et al. (2007). «Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT». En: *Journal of Hydrology* 333.2-4, págs. 413-430. ISSN: 00221694. DOI: 10.1016/j.jhydro.2006.09.014.
- «Abbaspour-2015-continentialscalehydrologyandwaterqualityEurope.pdf» (s.f.). En: ().
- Abelho, Manuela (2001). «From litterfall to breakdown in streams: a review». En: *TheScientificWorld-Journal* 1, págs. 656-680.
- «Adductor tenotomy: Its role in the management of sports-related chronic groin pain» (2010). En: *Archives of Orthopaedic and Trauma Surgery* 130.8, págs. 965-970. ISSN: 14343916. DOI: 10.1007/s00402-009-1032-4.
- Alcalá García, Francisco Javier (2006). *Recarga a los acuíferos españoles mediante balance hidrogeológico*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Allen, Alistair y Deborah Chapman (2001). «Impacts of afforestation on groundwater resources and quality». En: *Hydrogeology Journal* 9.4, págs. 390-400.
- Allen, Richard G et al. (1998). «Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56». En: *Fao, Rome* 300.9, pág. D05109.
- Allison, GB et al. (1990). «Land clearance and river salinisation in the western Murray Basin, Australia». En: *Journal of Hydrology* 119.1-4, págs. 1-20.
- Alonso, J. y L Silveira (2008). «Modelación del cambio de uso del suelo en Uruguay: Aplicación del modelo Shetran». En: *Memorias del XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia*.
- Alonso, J. et al. (2010). «Incorporación del IAF en modelos de redistribución de precipitación». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Alonso, Jimena et al. (2012). «Comparison of measured ¹³⁷Cs data and USLE/RUSLE simulated long-term erosion rates». En: *Agrociencia Uruguay* 16.3, págs. 261-267.
- Alvareda, Elena et al. (2020). «Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient?». En: *Environmental monitoring and assessment* 192.10, págs. 1-22.

- Amorín, C. y L Silveira (2008). «Sustitución de pasturas por plantaciones de Eucalyptus y sus efectos sobre la calidad de las aguas». En: *Memorias del XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia*.
- Andréassian, Vazken (2004). «Waters and forests: from historical controversy to scientific debate». En: *Journal of hydrology* 291.1-2, págs. 1-27.
- Ardila, Juan et al. (2020). «Latin American and Caribbean Forests in the 2020s: Trends, Challenges, and Opportunities». En:
- Arnold, Jeffrey G et al. (1998). «Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1». En: *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34.1, págs. 73-89.
- Asueta, René et al. (2019). «Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz». En: *Informes Científicos Técnicos-UNPA* 11.1, págs. 106-126.
- Bamber, R. y K. Fukazawa (1985). «Sapwood and heartwood: a review». En:
- Baranov, Viktor et al. (2020). «Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years». En: *Conservation Biology* 34.5, págs. 1241-1251.
- Bärlocher, Felix (2020a). «Leaf mass loss estimated by the litter bag technique». En: *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, págs. 43-51.
- (2020b). «Sporulation by aquatic hyphomycetes». En: *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, págs. 241-245.
- Bates, Douglas et al. (2014). «Fitting linear mixed-effects models using lme4». En: *arXiv preprint arXiv:1406.5823*.
- Baumgärtner, Daniel y Karl-Otto Rothhaupt (2003). «Predictive length–dry mass regressions for freshwater invertebrates in a pre-alpine lake littoral». En: *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 88.5, págs. 453-463.
- Benejam, Lluís et al. (2016). «Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams». En: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73.4, págs. 547-556.
- Benke, Arthur C et al. (1999). «Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States». En: *Journal of the North American Benthological Society* 18.3, págs. 308-343.
- Bentancor, L. y L Silveira (2010). «Desarrollo y/o validación de metodologías para determinar el tiempo de concentración en dos microcuencas del Uruguay». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Bergström, Sten (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*.
- (1992). *The HBV Model: Its Structure and Applications*.
- Bergström, Sten et al. (1995). «The HBV model.» En: *Computer models of watershed hydrology.*, págs. 443-476.
- Birkinshaw, Stephen J, James C Bathurst y Mark Robinson (2014). «45 years of non-stationary hydrology over a forest plantation growth cycle, Coalburn catchment, Northern England». En: *Journal of Hydrology* 519, págs. 559-573.
- Bosch, J Mv y JD Hewlett (1982). «A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration». En: *Journal of hydrology* 55.1-4, págs. 3-23.
- Bourne, Aimee E., Anthony M. Haigh y David S. Ellsworth (2015). «Stomatal sensitivity to vapour pressure deficit relates to climate of origin in Eucalyptus species». En: *Tree Physiology* 35.3, págs. 266-278. ISSN: 17584469. DOI: 10.1093/treephys/tpv014.
- Boyero, Luz et al. (2012). «Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison». En: *Freshwater Science* 31.2, págs. 296-303.

- Brand, Cecilia y María Laura Miserendino (2015). «Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian Mountain streams». En: *Water, Air, & Soil Pollution* 226.11, págs. 1-18.
- Breuer, Lutz, Klaus Eckhardt y Hans Georg Frede (2003). «Plant parameter values for models in temperate climates». En: *Ecological Modelling* 169.2-3, págs. 237-293. ISSN: 03043800. DOI: 10.1016/S0304-3800(03)00274-6.
- Calder, I.R. (2005). «The Blue Revolution: Integrated Land and Water Resource Management». En: Calder, Ian (2012). *Blue revolution: Integrated land and water resources management*. Routledge.
- Calder, Ian R et al. (2003). «Impact of lowland forests in England on water resources: Application of the Hydrological Land Use Change (HYLUC) model». En: *Water Resources Research* 39.11.
- Calder, IR et al. (1992). *Hydrologic effects of land-use change*. McGraw-Hill Inc.
- Califra y Durán, Artigas (2010). *Suelos de aptitud forestal: Criterios para su selección, área de distribución, características morfológicas, físicas y químicas*. En: *Jornadas de Actualización Técnica – 10 años de investigación en producción forestal*. Inf. téc.
- Callil, CT, D Krinski y FA Silva (2012). «Variations on the larval incubation of Anodontites trapesialis (Unionoidea, Mycetopodidae): Synergetic effect of the environmental factors and host availability». En: *Brazilian Journal of Biology* 72.3, págs. 545-552.
- Calvão, Lenize Batista et al. (2016). «Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging?». En: *Forest Ecology and Management* 382, págs. 143-150.
- Caorsi, María Laura et al. (jun. de 2018). «Variación de la precipitación y la ocurrencia de sequías en la cuenca lechera del SW del Uruguay en el período 1939 - 2011». es. En: *Agrociencia (Uruguay)* 22, págs. 116-123. ISSN: 2301-1548. URL: http://www.scielo.edu.uy/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2301-15482018000100116&nrm=iso.
- Castro, Manuel et al. (2020). «Macroinvertebrados bentónicos indican empeoramiento de la calidad de agua en una zona de influencia urbana del Río Negro». En: *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay* 29.2, págs. 116-125.
- Chalar, Guillermo et al. (2011). «Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI)». En: *Ecological Indicators* 11.2, págs. 362-369.
- Chen, Kai y Julian D Olden (2020). «Threshold responses of riverine fish communities to land use conversion across regions of the world». En: *Global Change Biology* 26.9, págs. 4952-4965.
- Clarke, K Robert (1993). «Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure». En: *Australian journal of ecology* 18.1, págs. 117-143.
- Coes, AL, TB Spruill y MJ Thomasson (2007). «Multiple-method estimation of recharge rates at diverse locations in the North Carolina Coastal Plain, USA». En: *Hydrogeology Journal* 15.4, págs. 773-788.
- Correa-Araneda, Francisco et al. (2015). «Joint effects of climate warming and exotic litter (*Eucalyptus globulus* Labill.) on stream detritivore fitness and litter breakdown». En: *Aquatic Sciences* 77.2, págs. 197-205.
- Correa-Araneda, Francisco et al. (2017). «Resource-allocation tradeoffs in caddisflies facing multiple stressors». En: *Ecology and evolution* 7.14, págs. 5103-5110.
- Cribari-Neto, Francisco y Achim Zeileis (2010). «Beta regression in R». En: *Journal of statistical software* 34.1, págs. 1-24.
- Cuevas, Jaime G et al. (2018). «Nutrient and sediment losses to streams after intervention of Eucalyptus plantations». En: *Journal of soil science and plant nutrition* 18.2, págs. 576-596.
- Custodio, Emilio et al. (2021). *Recarga natural a los acuíferos, metodología y soporte de la isotopía del agua: aplicación a la planificación hidrológica y conocimiento de las aguas subterráneas en España: informe RAEMIA*. Iniciativa Digital Politècnica. Oficina de Publicacions Acadèmiques Digitals.

BIBLIOGRAFÍA

- Custodio, Emilio, Manuel Ramón Llamas y J Samper (1997). *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos.
- De Izaguirre, P y J Alonso (2006). «Redistribución de precipitaciones en un monte de eucaliptos». En: *XIV Jornadas de Investigadores Jóvenes de la AUGM, Campinas, Sao Paulo, Brasil*. Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).
- Delgado, S et al. (2006). «Efecto de las plantaciones de Eucalyptus sp. sobre el recurso suelo en Uruguay». En: *Agrociencia* 10.2, págs. 95-107.
- Delignette-Muller, Marie Laure et al. (2015). *Package 'fitdistrplus'*.
- DINAGUA-IMFIA (2011). *Manual de diseño y construcción de pequeñas presas*. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.
- Doerr, SH, RA Shakesby y RPDm Walsh (2000). «Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance». En: *Earth-Science Reviews* 51.1-4, págs. 33-65.
- Doerr, SH et al. (2006). «Occurrence, prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate». En: *European Journal of Soil Science* 57.5, págs. 741-754.
- Domínguez, Eduardo y Hugo Rafael Fernández (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo Tucumán.
- Durán, Artigas (2005). *Aptitud y prioridad forestal de los suelos del Uruguay. Clasificación por aptitud y definición de índices de calidad de sitio*. Inf. téc.
- Durán, Artigas y Fernando García Préchac (2007). *Suelos del Uruguay: origen, clasificación, manejo y conservación*. Inf. téc.
- Eckhardt, Klaus (2005). «How to construct recursive digital filters for baseflow separation». En: *Hydrological Processes: An International Journal* 19.2, págs. 507-515.
- Erős, Tibor y Evan H Campbell Grant (2015). «Unifying research on the fragmentation of terrestrial and aquatic habitats: patches, connectivity and the matrix in riverscapes». En: *Freshwater Biology* 60.8, págs. 1487-1501.
- Fan, Junliang et al. (2014). «Estimating groundwater recharge and evapotranspiration from water table fluctuations under three vegetation covers in a coastal sandy aquifer of subtropical Australia». En: *Journal of Hydrology* 519, págs. 1120-1129.
- Fao, FAOSTAT (2008). «Food and agriculture organisation of the United Nations». En: *Retrieved on* 15.
- Farley, Kathleen A., Esteban G. Jobbagy y Robert B. Jackson (oct. de 2005). «Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy». En: *Global Change Biology* 11 (10). ISSN: 1354-1013. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x.
- Ferreira, Verónica, Andrea C Encalada y Manuel AS Graça (2012). «Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams». En: *Freshwater Science* 31.3, págs. 945-962.
- Ferreira, Verónica et al. (2016). «Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation». En: *Aquatic Ecology* 50.4, págs. 711-725.
- Ferreira, Verónica et al. (2017). «Replacement of native forests by conifer plantations affects fungal decomposer community structure but not litter decomposition in Atlantic island streams». En: *Forest Ecology and Management* 389, págs. 323-330.
- Ferreira, Verónica et al. (2019). «A global assessment of the effects of eucalyptus plantations on stream ecosystem functioning». En: *Ecosystems* 22.3, págs. 629-642.

- Ferru, Marcos y Pablo Fierro (2015). «Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile». En: *Idesia (Arica)* 33.4, págs. 47-54.
- Fetene, Masresha y Erwin Beck (jul. de 2004). «Water relations of indigenous versus exotic tree species, growing at the same site in a tropical montane forest in southern Ethiopia». En: *Trees* 18, págs. 428-435. DOI: 10.1007/s00468-004-0321-3.
- Fierro, Pablo et al. (2016). «Rainbow trout diets and macroinvertebrates assemblages responses from watersheds dominated by native and exotic plantations». En: *Ecological Indicators* 60, págs. 655-667.
- Forrester, David I. et al. (2013). «Effect of thinning, pruning and nitrogen fertiliser application on light interception and light-use efficiency in a young Eucalyptus nitens plantation». En: *Forest Ecology and Management* 288, págs. 21-30. ISSN: 03781127. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.024. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.024>.
- Franks, Peter J., Paul L. Drake y Ray H. Froend (2007). «Anisohydric but isohydrodynamic: Seasonally constant plant water potential gradient explained by a stomatal control mechanism incorporating variable plant hydraulic conductance». En: *Plant, Cell and Environment* 30.1, págs. 19-30. ISSN: 01407791. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2006.01600.x.
- Gándara, José et al. (2020). «Differential water-use efficiency and growth among eucalyptus grandis hybrids under two different rainfall conditions». En: *Forest Systems* 29.2, págs. 1-13. ISSN: 21719845. DOI: 10.5424/fs/2020292-16011.
- García, V (2021). «Monitoreo continuo del contenido de agua en suelos mediante TDR: Análisis de datos y calibración de equipos». En: *XXVIII Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM, Universidad de Santiago de Chile*. Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).
- Gash, JHC (1979). «An analytical model of rainfall interception by forests». En: *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105.443, págs. 43-55.
- Gash, John HC, CR Lloyd y G Lachaud (1995). «Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model». En: *Journal of Hydrology* 170.1-4, págs. 79-86.
- Gassman, Philip W et al. (2007). «The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions». En: *Transactions of the ASABE* 50.4, págs. 1211-1250.
- Gessner, Mark O (2020). «Ergosterol as a measure of fungal biomass». En: *Methods to study litter decomposition*. Springer, págs. 247-255.
- Gessner, Mark O y Anja L Schmitt (1996). «Use of solid-phase extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissue colonized by fungi». En: *Applied and environmental microbiology* 62.2, págs. 415-419.
- Giovannini, G y S Lucchesi (1983). «Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates¹». En: *Soil Science* 136.4, págs. 231-236.
- González Sosa, Maximiliano (2019). «Cambios en propiedades hídricas del suelo por sustitución de pasturas por cobertura forestal». En:
- Goso Aguilar, César Alejandro y Daniel Perea Negreira (2003). *El Cretácico post-basáltico de la Cuenca Litoral del Río Uruguay: geología y paleontología*. Inf. téc.
- Graça, Manuel AS y Claudia Cressa (2010). «Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders». En: *International Review of Hydrobiology* 95.1, págs. 27-41.
- GRANIER, A. (1985). «Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres». En: *Annales des Sciences Forestières* 42.2, págs. 193-200. ISSN: 0003-4312. DOI: 10.1051/forest:19850204.
- Granier, A. y P. Gross (1987). «Mesure du flux de sève brute dans le tronc du Douglas par une nouvelle méthode thermique». En: *Annals of Forest Science* 44, págs. 1-14.

BIBLIOGRAFÍA

- Griensven, A van van et al. (2006). «A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models». En: *Journal of hydrology* 324.1-4, págs. 10-23.
- Gualdoni, Cristina, Patricio W French y Ana M Oberto (2013). «Relaciones longitud-biomasa en macroinvertebrados bentónicos de un arroyo serrano del sur de Córdoba, Argentina». En: *Ecología austral* 23.3, págs. 194-201.
- Gupta, Hoshin V et al. (2009). «Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling». En: *Journal of hydrology* 377.1-2, págs. 80-91.
- Hallett, Paul D et al. (2008). «A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency—a review». En: *Soil and Water Research* 3.1, págs. 521-528.
- Hammer, Øyvind, David AT Harper, Paul D Ryan et al. (2001). «PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis». En: *Palaeontologia electronica* 4.1, pág. 9.
- Healy, Richard W (2010). *Estimating groundwater recharge*. Cambridge university press.
- Héroult, ARNAUD et al. (feb. de 2013). «Optimal stomatal conductance in relation to photosynthesis in climatically contrasting Eucalyptus species under drought». En: *Plant, Cell & Environment* 36.2, págs. 262-274. ISSN: 01407791. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2012.02570.x. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-3040.2012.02570.x>.
- Hidrogeología, La (2020). «Revista Latino-Americana de Hidrogeología». En: URL: <https://alhsudchile.files.wordpress.com/2018/11/alhsud-octubre-2020.pdf>.
- Horak, Cristina Natalia et al. (2020). «Agricultural practices alter function and structure of macroinvertebrate communities in Patagonian piedmont streams». En: *Hydrobiologia* 847.17, págs. 3659-3676.
- Horton, Robert E (1919). «Rainfall interception». En: *Monthly weather review* 47.9, págs. 603-623.
- Huber, A y A Iroumé (2001). «Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile». En: *Journal of Hydrology* 248.1-4, págs. 78-92.
- Hunt, M. A. y C. L. Beadle (ago. de 1998). «Whole-tree transpiration and water-use partitioning between Eucalyptus nitens and Acacia dealbata weeds in a short-rotation plantation in northeastern Tasmania». En: *Tree Physiology* 18.8-9, págs. 557-563. ISSN: 0829-318X. DOI: 10.1093/treephys/18.8-9.557. URL: <https://academic.oup.com/treephys/article-lookup/doi/10.1093/treephys/18.8-9.557>.
- INIA (s.f.). En: (). URL: <http://www.inia.uy/gras/Clima/Banco-datos-agroclimatico>.
- INIA-IRI (2020). «Uso del modelo SWAT para planificar la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Santa Lucía, Uruguay. Proyecto piloto, subcuenca río Santa Lucía». En:
- INUMET (s.f.). En: (). URL: <https://www.inumet.gub.uy/clima/recursos-hidricos/indice-de-precipitacion>.
- Kienzle SW & Schulze, RE (1992). «A simulation model to assess the effect of afforestation on groundwater resources in deep sandy soils». En: *Water SA* 18.4, págs. 265-272.
- Kiffer Jr, Wallace P et al. (2018). «Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil)». En: *PLoS One* 13.1, e0190743.
- Konz, Markus y Jan Seibert (2010). «On the value of glacier mass balances for hydrological model calibration». En: *Journal of hydrology* 385.1-4, págs. 238-246.
- Köstner, Barbara, André Granier y Jan Cermák (1998). «Sapflow measurements in forest stands: Methods and uncertainties». En: *Annales des Sciences Forestieres* 55.1-2, págs. 13-27. ISSN: 00034312. DOI: 10.1051/forest:19980102.
- Kosugi, Ken'ichirou, Jan W Hopmans y Jacob H Dane (2002). «3.3. 4 Parametric Models». En: *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods* 5, págs. 739-757.

- Kovalenko, Katya E (2019). «Interactions among anthropogenic effects on aquatic food webs». En: *Hydrobiologia* 841.1, págs. 1-11.
- Kozak, J.A. et al. (2007). «Modelling crop canopy and residue rainfall interception effects on soil hydrological components for semi-arid agriculture.» En: *Hydrological Processes* 21, págs. 229-241.
- Kuehn, Kevin A (2016). «Lentic and lotic habitats as templates for fungal communities: traits, adaptations, and their significance to litter decomposition within freshwater ecosystems». En: *Fungal Ecology* 19, págs. 135-154.
- Leij, Feike J, Walter B Russell y Scott M Lesch (1997). «Closed-form expressions for water retention and conductivity data». En: *Groundwater* 35.5, págs. 848-858.
- Leitão, Rafael P et al. (2018). «Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams». En: *Ecography* 41.1, págs. 219-232.
- Lerner, David N, Arie S Issar y Ian Simmers (1990). *Groundwater recharge: a guide to understanding and estimating natural recharge*. Vol. 8. Heise Hannover.
- Leta, Olkeba Tolessa et al. (2013). «Evaluating the simulation of evapotranspiration and groundwater-surface water interaction using SWAT: the river Zenne (Belgium) case study». En: *SWAT conference*.
- Leyton, Lua (1967). «Rainfall interception in forest and moorland». En: *International symposium on forest hydrology*. Pergamon, págs. 163-178.
- Lima, W de P y MJB Zakia (2006). «O papel do ecossistema ripário». En: *As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento*. São Paulo: RiMa, págs. 77-88.
- Lima, Walter de Paula (1993). «Impacto ambiental do eucalipto». En: *Impacto ambiental do eucalipto*, págs. 301-301.
- Lindström, G et al. (1997). «Development and test of the distributed HBV-96 hydrological mode». En: *Journal of hydrology*, págs. 201, 272-288.
- Lloyd, Colin R, John HC Gash, William James Shuttleworth et al. (1988). «The measurement and modelling of rainfall interception by Amazonian rain forest». En: *Agricultural and Forest Meteorology* 43.3-4, págs. 277-294.
- Loureiro, J y L Sánchez Bettucci (2019). «Texto Explicativo de la Carta Geológica del Uruguay». En: *Revista Investigaciones, Montevideo* 2.1, págs. 10-27.
- Lu, N y W.J. Likos (2004). *Unsaturated soil mechanics*. Ed. Hoboken, N.J. : J. Wiley.
- Mainwaring, K et al. (2013). «The role of naturally occurring organic compounds in causing soil water repellency». En: *European Journal of Soil Science* 64.5, págs. 667-680.
- Martínez, L. et al. (2010). «Aplicación de un modelo simple para determinar la variación en el consumo de agua al modificar la cubierta vegetal». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Mataix-Solera, J et al. (2007). «Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment». En: *Hydrological Processes: An International Journal* 21.17, págs. 2300-2309.
- Mattos, Tiago Souza et al. (2019). «Groundwater recharge decrease replacing pasture by Eucalyptus plantation». En: *Water* 11.6, pág. 1213.
- McCulloch, James SG y Mark Robinson (1993). «History of forest hydrology». En: *Journal of hydrology* 150.2-4, págs. 189-216.
- McCullough, Dale A, G Wayne Minshall y Colbert E Cushing (1979). «Bioenergetics of lotic filter-feeding insects *Simulium* spp.(Diptera) and *Hydropsyche occidentalis* (Trichoptera) and their function in controlling organic transport in streams». En: *Ecology* 60.3, págs. 585-596.

BIBLIOGRAFÍA

- Mendes, Thiago P, Helena SR Cabette y Leandro Juen (2015). «Setting boundaries: Environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta)». En: *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87, págs. 239-248.
- Méthot, Ginette et al. (2012). «Macroinvertebrate size–mass relationships: how specific should they be?». En: *Freshwater Science* 31.3, págs. 750-764.
- Meyer, E (1989). «The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates». En: *Archiv für Hydrobiologie* 117.2, págs. 191-203.
- MGAP (2018). «Mapa integrado de cobertura/uso de suelo (acceso 29 junio de 2020).» En: URL: %7Bhttps://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/mapa-integrado-coberturauso-del-suelo-del-uruguay-ano-2018%7D.
- Miserendino, María L (2001). «Length-mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina)». En: *Ecología Austral* 11.01, págs. 003-008.
- Miserendino, María Laura et al. (2011). «Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams». En: *Science of the total environment* 409.3, págs. 612-624.
- Molfino, JH y A Califra (2001). «Agua disponible de las tierras del Uruguay». En: *Segunda aproximación. División Suelos y Aguas. Dirección General de Recursos Naturales Renovables Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Available online at: http://www.google.com.uy/url*.
- Montag, Luciano FA et al. (2019). «Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon». En: *Ecology of Freshwater Fish* 28.2, págs. 317-329.
- Monteith, John L (1965). «Evaporation and environment». En: *Symposia of the society for experimental biology*. Vol. 19. Cambridge University Press (CUP) Cambridge, págs. 205-234.
- Moriassi, Daniel N et al. (2007). «Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations». En: *Transactions of the ASABE* 50.3, págs. 885-900.
- Moss, P Duncan y WM Edmunds (1992). «Processes controlling acid attenuation in the unsaturated zone of a Triassic sandstone aquifer (UK), in the absence of carbonate minerals». En: *Applied Geochemistry* 7.6, págs. 573-583.
- Neitsch, Susan L et al. (2011). *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Inf. téc. Texas Water Resources Institute.
- Olorunfemi, Idowu Ezekiel, Temitope Akinwale Ogunrinde y Johnson Toyin Fasinmirin (2014). «Soil hydrophobicity: An overview». En: *Journal of Scientific Research and Reports*, págs. 1003-1037.
- Ostrand1, KG y GR Wilde (2002). «Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage». En: *Ecology of Freshwater Fish* 11.3, págs. 137-149.
- Pearce, Andrew J y Lindsay Kenneth Rowe (1981). «Rainfall interception in a multi-storied, evergreen mixed forest: estimates using Gash's analytical model». En: *Journal of Hydrology* 49.3-4, págs. 341-353.
- Petersen, Robert C y Kenneth W Cummins (1974). «Leaf processing in a woodland stream». En: *Freshwater biology* 4.4, págs. 343-368.
- Pettitt, Anthony N (1979). «A non-parametric approach to the change-point problem». En: *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 28.2, págs. 126-135.
- Postel, Sandra y Brian Richter (2012). *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island press.
- Queiroz, Túlio Barroso et al. (2020). «Temperature thresholds for Eucalyptus genotypes growth across tropical and subtropical ranges in South America». En: *Forest Ecology and Management* 472.May, pág. 118248. ISSN: 03781127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118248. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118248>.

- Ramírez, Alonso y Pablo E Gutiérrez-Fonseca (2014). «Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature». En: *Revista de Biología Tropical* 62, págs. 155-167.
- Renner, M. et al. (ene. de 2014). «Separating the effects of changes in land cover and climate: a hydro-meteorological analysis of the past 60 yr in Saxony, Germany». En: *Hydrology and Earth System Sciences* 18 (1). ISSN: 1607-7938. DOI: 10.5194/hess-18-389-2014.
- Reynaga, Maria Celina (2009). «Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical». En:
- Risser, Dennis W, William J Gburek y Gordon J Folmar (2005). *Comparison of methods for estimating ground-water recharge and base flow at a small watershed underlain by fractured bedrock in the eastern United States*. Vol. 5038. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Rivera-Usme, John J et al. (2014). «Length-mass relationships in the aquatic invertebrate genera Helobdella (Hirudinea: Glossiphoniidae) and Asellus (Crustacea: Asellidae) of an Andean wetland of Colombia». En: *Actualidades Biológicas* 36.100, págs. 39-45.
- Rodríguez Gelós, Jimena (2008). «Caracterización del proceso de hidrofobicidad en suelos afectados a la forestación con Eucalyptus sp. y Pinus spp primera aproximación». En:
- Rodríguez-Alleres, M, E Benito y E de Blas (2007). «Extent and persistence of water repellency in north-western Spanish soils». En: *Hydrological Processes: An International Journal* 21.17, págs. 2291-2299.
- Rodríguez-Olarte, D et al. (2020). «Criterios para la Evaluación de Estresores y Parámetros en la Estimación del Estado Ecológico de Ríos en Suramérica». En: *Serie Publicaciones Especiales. Museo de Ciencias Naturales*, pág. 68.
- Romanowicz, Renata J. y Martijn J. Booij (ene. de 2011). «Impact of land use and water management on hydrological processes under varying climatic conditions». En: *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36 (13). ISSN: 14747065. DOI: 10.1016/j.pce.2011.08.009.
- Rossi, Florent et al. (2019). «Stimulation or inhibition: Leaf microbial decomposition in streams subjected to complex chemical contamination». En: *Science of the total environment* 648, págs. 1371-1383.
- Ryan, Michael G., Nathan Phillips y Barbara J. Bond (2006). «The hydraulic limitation hypothesis revisited». En: *Plant, Cell and Environment* 29.3, págs. 367-381. ISSN: 01407791. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2005.01478.x.
- Sabater, Sergi, Arturo Elosegí y Ralf Ludwig (2018). *Multiple Stressors in River Ecosystems: Status, Impacts and Prospects for the Future*. Elsevier.
- Sabo, John L, Justin L Bastow y Mary E Power (2002). «Length–mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed». En: *Journal of the North American Benthological Society* 21.2, págs. 336-343.
- Saleh, A. et al. (2000). «Application of SWAT for the Upper North Bosque River Watershed». En: *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 43.5, págs. 1077-1087. ISSN: 00012351. DOI: 10.13031/2013.3000.
- Samper et al. (2000). *Manual del usuario del programa VISUAL BALAN V.2.0: Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga*. Publicación Técnica Interna, UDC. A Coruña. 139 pp.
- Scavone, M. y J. Alonso (2011). «El Cs-137 como indicador de erosión hídrica de suelos en el Uruguay». En: *XIX Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM, Universidad Nacional del Este, Ciudad del Este, Paraguay*. Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).
- Segnini, Samuel (2003). «El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente». En:
- Seibert, Jan (2005). «HBV light version 2, user's manual». En: *Department of Earth Sciences, Uppsala University, Uppsala*.

BIBLIOGRAFÍA

- Seibert, Jan y Keith J Beven (2009). «Gauging the ungauged basin: how many discharge measurements are needed?» En: *Hydrology and Earth System Sciences* 13.6, págs. 883-892.
- Sganga, JC (1980). «La aptitud forestal de los suelos del Uruguay». En: *Bol. Tech* 6.
- Silveira, L y J Alonso (2004). «Modificación de los coeficientes de escorrentía producto del desarrollo forestal en una macrocuenca del Uruguay». En: *XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil*.
- Silveira, L, J Alonso y L Martinez (2004). «Efecto de las plantaciones forestales sobre los recursos hídricos. Comparación de estudios en microcuencas y macrocuencas del Uruguay». En: *XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil*.
- Silveira, L, J Alonso y L Martínez (2006). «Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay». En: *Agrociencia* 10.2, págs. 75-93.
- Silveira, L. y J. Alonso (ene. de 2009). «Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay». En: *Hydrological Processes* 23 (2). ISSN: 08856087. DOI: 10.1002/hyp.7156.
- Silveira, L., P. de Izaguirre y M Visca (2008). «Redistribución de la precipitación incidente en una plantación de Eucalyptus en Uruguay». En: *Memorias del XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia*.
- Silveira, L. et al. (2010a). «Comparación del balance hídrico en dos microcuencas (pasturas-plantación de Eucalyptus) del Uruguay». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Silveira, L. et al. (2010b). «Recuperación de acuíferos en dos microcuencas (pasturas-plantación de Eucalyptus) del Uruguay». En: *Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay*.
- Silveira, L. et al. (sep. de 2016a). «Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay». En: *Hydrological Processes* 30 (20). ISSN: 08856087. DOI: 10.1002/hyp.10952.
- Silveira, Luis et al. (2016b). «Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay». En: *Hydrological Processes* 30.20, págs. 3596-3608.
- Smock, Leonard A (1980). «Relationships between body size and biomass of aquatic insects». En: *Freshwater biology* 10.4, págs. 375-383.
- Soil Survey Division, Staff (1993). *Soil survey manual*. 18. US Department of Agriculture.
- Sperry, J. S. et al. (feb. de 2002). «Water deficits and hydraulic limits to leaf water supply». En: *Plant, Cell & Environment* 25.2, págs. 251-263. ISSN: 01407791. DOI: 10.1046/j.0016-8025.2001.00799.x. URL: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.0016-8025.2001.00799.x>.
- Springer, M et al. (2007). «Bioindicadores de la calidad del agua. Guía de campo». En: *Universidad EARTH, Guácimo, Costa Rica*.
- Staudinger, Maria, Markus Weiler y Jan Seibert (2015). «Quantifying sensitivity to droughts—an experimental modeling approach». En: *Hydrology and Earth System Sciences* 19.3, págs. 1371-1384.
- Stauffer, JC, RM Goldstein y RM Newman (2000). «Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams». En: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57.2, págs. 307-316.
- Steele-Dunne, Susan et al. (2008). «The impacts of climate change on hydrology in Ireland». En: *Journal of hydrology* 356.1-2, págs. 28-45.
- Sullivan, Caroline et al. (2005). «Mapping the links between water, poverty and food security». En: *Report on the Water Indicators workshop held at the Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK*.

- TANAKA, Masao (1970). «Ecological studies on communities of soil Collembola in Mt. Sobo, southwest Japan». En: *Japanese Journal of Ecology* 20.3, págs. 102-110.
- Team, R Core (2019). «R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 3.5. 2, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018)». En: *There is no corresponding record for this reference.*[Google Scholar].
- (2021). «R: A language and environment for statistical computing». En:
- Teixeira de Mello, Franco (2007). «Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del Río Santa Lucía (Uruguay)». En:
- Teixeira-de Mello, Franco et al. (2014). «Monitoring fish communities in wadeable lowland streams: comparing the efficiency of electrofishing methods at contrasting fish assemblages». En: *Environmental monitoring and assessment* 186.3, págs. 1665-1677.
- Témez, J.R. (1977). «Modelo Matemático de transformación “precipitación- escorrentía”». En: *Asociación de Investigación Industrial Eléctrica. ASINEL. Madrid. 39pp.*
- Tonin, Alan M et al. (2014). «Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data». En: *Hydrobiologia* 740.1, págs. 79-88.
- Tonin, Alan Mosele, Luiz Ubiratan Hepp y José Francisco Gonçalves (2018). «Spatial variability of plant litter decomposition in stream networks: from litter bags to watersheds». En: *Ecosystems* 21.3, págs. 567-581.
- UTEi (s.f.). En: (). URL: <https://portal.ute.com.uy/precipitaciones-ocurridas-y-prevision-de-niveles>.
- Valderrama, Jorge C (1981). «The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters». En: *Marine chemistry* 10.2, págs. 109-122.
- Van Genuchten, M Th (1980). «A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils». En: *Soil science society of America journal* 44.5, págs. 892-898.
- Van Soest, PJ van, JAMES B Robertson y BA1660498 Lewis (1991). «Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition». En: *Journal of dairy science* 74.10, págs. 3583-3597.
- Viglione, Alberto y Juraj Parajka (2020). *TUWmodel: Lumped/Semi-Distributed Hydrological Model for Education Purposes*. R package version 1.1-1. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=TUWmodel>.
- Weingartner, Rolf, M Barben y Manfred Spreafico (2003). «Floods in mountain areas—an overview based on examples from Switzerland». En: *Journal of Hydrology* 282.1-4, págs. 10-24.
- Welti, Nina et al. (2017). «Bridging food webs, ecosystem metabolism, and biogeochemistry using ecological stoichiometry theory». En: *Frontiers in microbiology* 8, pág. 1298.
- White, D. A., N. C. Turner y J. H. Galbraith (2000). «Leaf water relations and stomatal behavior of four allopatric Eucalyptus species planted in Mediterranean southwestern Australia». En: *Tree Physiology* 20.17, págs. 1157-1165. ISSN: 0829318X. DOI: 10.1093/treephys/20.17.1157.
- Whitehead, David y Christopher L. Beadle (2004). «Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: a review». En: *Forest Ecology and Management* 193.1-2, págs. 113-140. ISSN: 03781127. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.01.026. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112704000532>.
- Wickham, Hadley (2011). «ggplot2». En: *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* 3.2, págs. 180-185.
- Wilkinson, Clare L et al. (2018). «Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia». En: *Biological Conservation* 222, págs. 164-171.

BIBLIOGRAFÍA

- Woche, SK et al. (2005). «Contact angle of soils as affected by depth, texture, and land management». En: *European Journal of Soil Science* 56.2, págs. 239-251.
- Wood, Warren W y Ward E Sanford (1995). «Chemical and isotopic methods for quantifying groundwater recharge in a regional, semiarid environment». En: *Groundwater* 33.3, págs. 458-468.
- Yuestas, David (2014). «Using field measured parameters with the SWAT hydrological model to quantify runoff at the sub-watershed level. Thesis for graduate program in geography, York University, Toronto.» En:
- Zambrano-Bigiarini, Mauricio y Rodrigo Rojas (2020). *hydroPSO: Particle Swarm Optimisation, with Focus on Environmental Models*. R package version 0.5-1 . doi:10.5281/zenodo.1287350. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=hydroPSO>.
- Zhang, L., W. R. Dawes y G. R. Walker (mar. de 2001). «Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale». En: *Water Resources Research* 37 (3). ISSN: 00431397. DOI: 10.1029/2000WR900325.
- Zhang, Lu, Glen Russell Walker y Warrick Dawes (1999). «Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance». En:
- Zilli, Florencia, Julia del Barco y Agustín Vanzetti (2017). «Biometry of neotropical invertebrates inhabiting floodplain rivers: unraveling bionomy». En: *Iheringia. Série Zoologia* 107.
- Zuur, Alain et al. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media.

Capítulo 4

Modelación hidrológica semidistribuida multiescala: implementación del modelo HBV

4.1. Introducción

El modelo HBV es un modelo conceptual ampliamente utilizado desarrollado en Suecia (SMHI) desde la década del '70 (Bergström 1976, Bergström 1992, Bergström et al. 1995; Lindström et al. 1997). Durante este proyecto se utilizaron dos versiones: el software HBV-light (Konz y Seibert 2010; Seibert y Beven 2009; Steele-Dunne et al. 2008), y el paquete de R "TUWmodel" (Viglione y Parajka 2020) que también se puede ejecutar de forma semidistribuida lo cual resulta de especial interés en este caso dado el objetivo de simular dos coberturas de suelo diferentes.

Fue seleccionado por tratarse de un modelo que representa los procesos más importantes de generación de escorrentía empleando una estructura simple y robusta, con pocos parámetros, que consta de cuatro rutinas principales, según se ilustra en la Figura 4.1.1. Estas son: rutina de fusión y acumulación de nieve, humedad de suelo, función de respuesta y ruteo. El modelo simula el caudal de salida de una cuenca utilizando como datos de entrada: precipitación, temperatura y evaporación potencial, en el caso de Uruguay, obviamente no aplica la rutina de fusión y acumulación de nieve. La lluvia (P) se divide en agua que llena el reservorio del suelo y agua que recarga el acuífero, dependiendo de la relación entre el contenido de agua en el suelo (SM [mm]) (*Soil Moisture*) y la capacidad máxima de retención del suelo (o capacidad de campo) (FC [mm]) (*Field Capacity*). La evaporación real del suelo es igual a la evaporación potencial si SM/FC está por encima de LP (valor del contenido de humedad del suelo por encima del cual la evapotranspiración real es igual a la evapotranspiración potencial) mientras que se utiliza una reducción lineal cuando SM/FC está por debajo de LP . La recarga de agua subterránea se agrega al reservorio superior de agua subterránea (SUZ [mm]). $PERC$ [mm Δt^{-1}] define la tasa máxima de percolación desde el reservorio superior al reservorio inferior de agua subterránea (SLZ [mm]). Para los lagos, la precipitación y la evaporación se agregan y se restan directamente del reservorio inferior. La descarga de agua subterránea de los reservorios superior e inferior se calcula como la suma de dos o tres ecuaciones lineales de descarga, dependiendo de si SUZ está por encima de un umbral, UZL [mm] o no. Esta escorrentía se transforma finalmente mediante una función de ponderación triangular definida por el parámetro $MAXBAS$ para producir el caudal simulado [Δt^{-1}]. Más detalles sobre modelo, y sus ecuaciones características pueden consultarse en Seibert 2005.

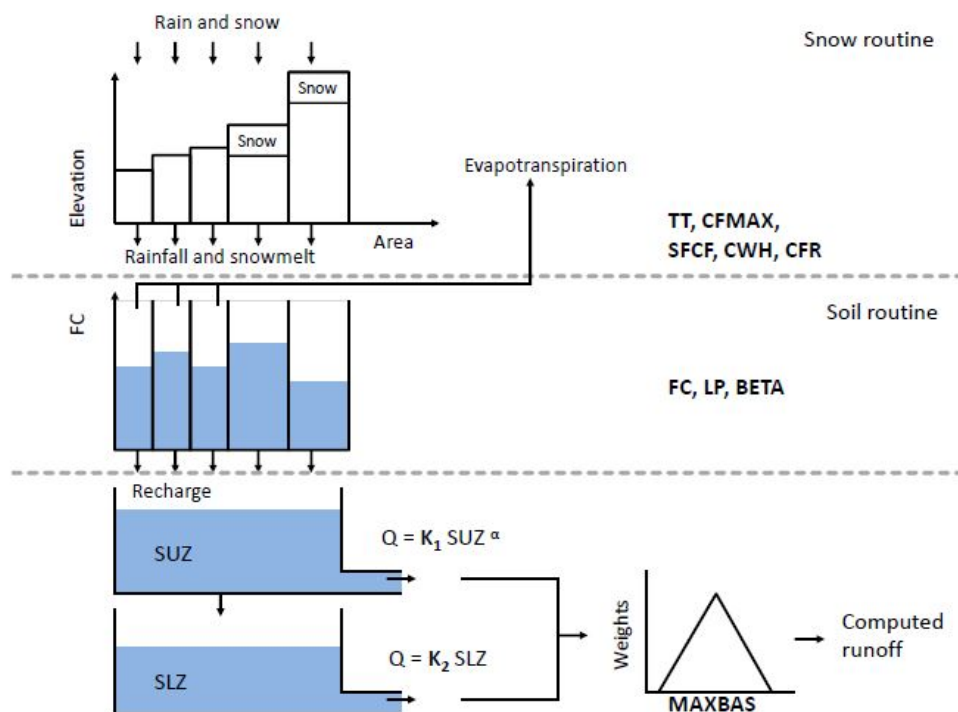


Figura 4.1.1: Esquema con estructura y parámetros del modelo HBV. Extraído de Staudinger et al. 2015

4.2. Implementación en microcuencas experimentales

La metodología que se aplicó en los tres pares de microcuencas experimentales por igual, consiste en modelar la microcuenca que tiene por cobertura campo natural durante todo el período de monitoreo, para seguidamente modelar la microcuenca en la que se sustituye parte de la cobertura vegetal por plantación de Eucalyptus. En la medida que el modelo permite distinguir estas dos zonas de vegetación para la rutina de suelo, en la modelación de la microcuenca forestada se ajustaron en primera instancia los parámetros de la rutina de suelo, manteniendo para la zona no forestada de la microcuenca un rango acotado en el entorno a los parámetros resultantes de la calibración de la microcuenca de campo natural y considerando un rango más amplio de valores para plantación de Eucalyptus. En segunda instancia se ajustaron los parámetros de las rutinas de respuesta y ruteo, particulares de la cuenca.

El ajuste de parámetros durante la calibración de las microcuencas de campo natural, en todos los casos, se llevó a cabo con las herramientas de calibración que ofrece el software HBV-light: simulaciones de Monte Carlo y algoritmo genético. Mientras que en el caso de las microcuencas forestadas se programó una rutina de optimización en base al paquete de R "hydroPSO" (Zambrano-Bigiarini y Rojas 2020), del modelo implementado por Viglione y Parajka 2020. Esto último debido a las limitaciones del algoritmo genético implementado en el software HBV-light que no permite establecer rangos de variación independientes para los parámetros de ambas zonas de vegetación.

La función objetivo para la calibración en todos los casos fue la eficiencia de Kling-Gupta (KGE), considerada una mejora de la tradicional eficiencia de Nash-Sutcliffe, por considerar diferentes tipos de errores del modelo: el error en la media, la variabilidad y la dinámica (Gupta et al. 2009). Posteriormente la bondad del ajuste se evaluó con los coeficientes de Nash-Sutcliffe promedio (NSE) y para

caudales bajos (NSE-log), el PBIAS y el R2. Todos estos indicadores se calcularon descartando los períodos con datos faltantes de caudal.

Para analizar la sensibilidad del modelo a los distintos parámetros, se realizó un análisis de sensibilidad global utilizando simulaciones con la técnica de muestreo Latin Hypercube (Griensven et al. 2006) implementado en el paquete de R "hydroPSO" (Zambrano-Bigiarini y Rojas 2020). De esa forma se evalúa la eficiencia del modelo en el rango elegido para los coeficientes, proporcionando un orden de importancia para cada coeficiente del modelo.

4.2.1. Datos de entrada

Las series de datos observados de precipitación, evapotranspiración potencial y caudal utilizadas para la implementación del modelo en los tres pares de microcuencas, se muestran en las Figuras 4.2.1, 4.2.2 y 4.2.3.

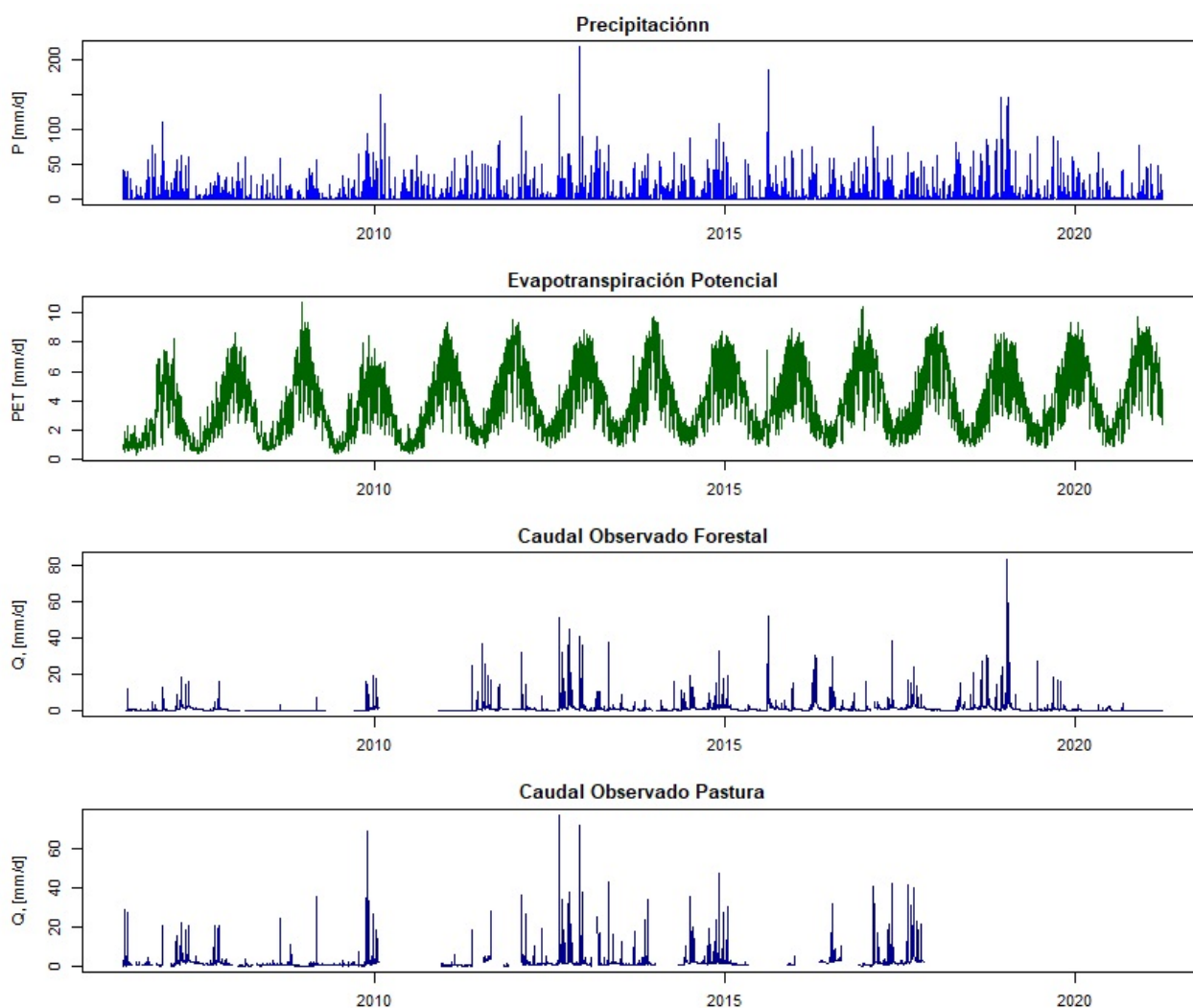


Figura 4.2.1: Series temporales observadas en las microcuencas DTf y LCp.

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

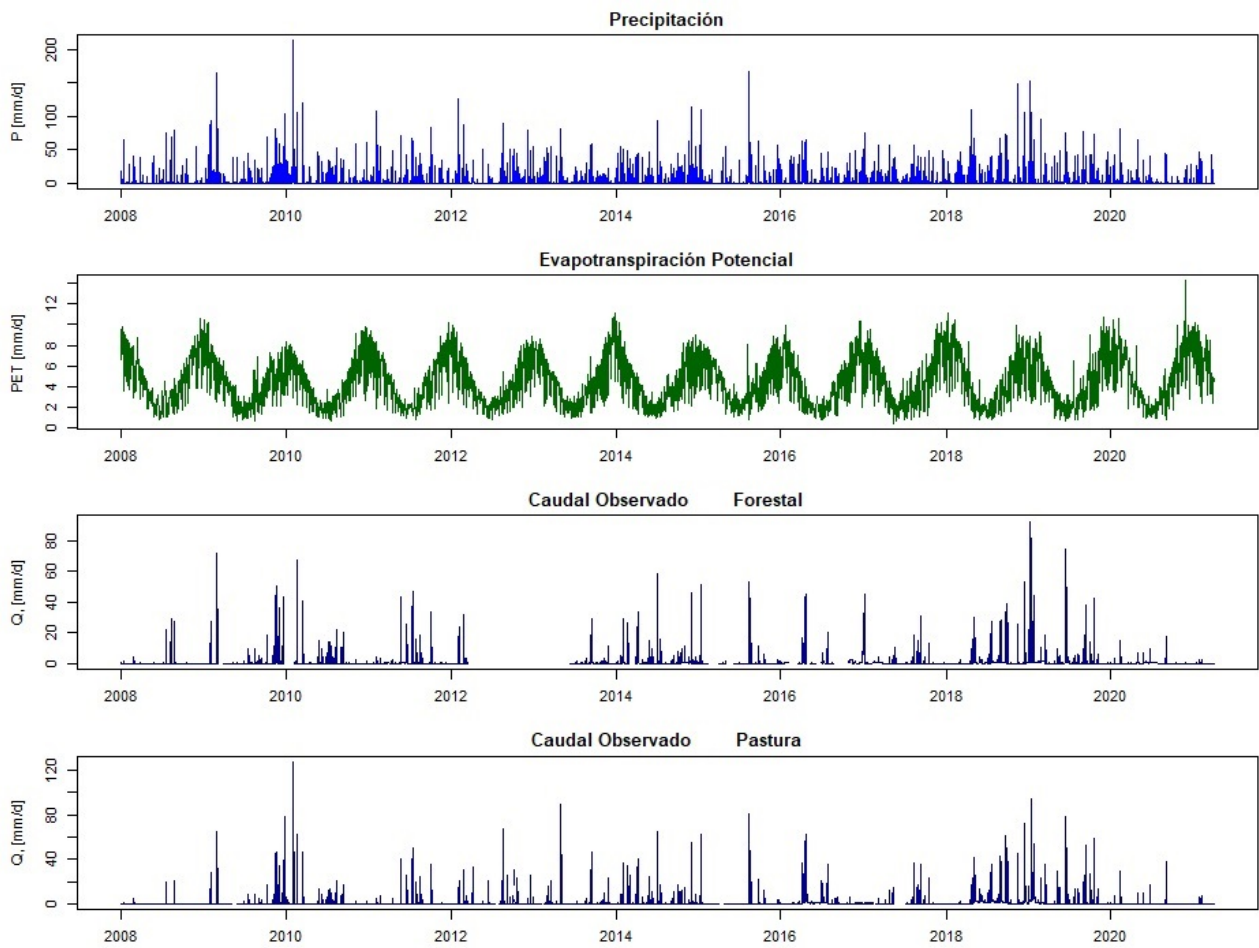


Figura 4.2.2: Series temporales observadas en las microcuencas NEf y NEp.

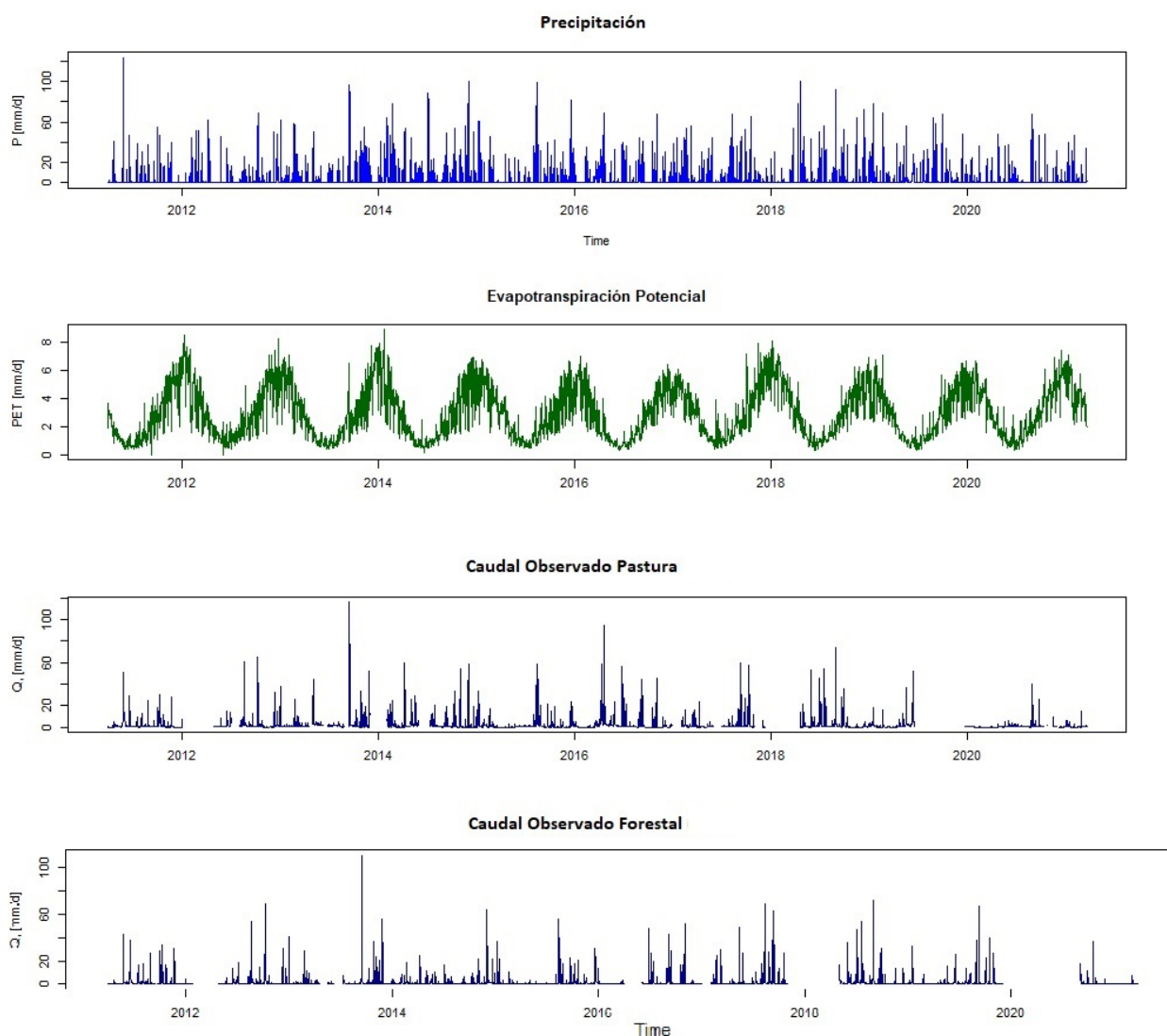


Figura 4.2.3: Series temporales observadas en las microcuencas EVf y EVp.

4.2.2. Resultados y Discusión

Como se describe anteriormente, el primer paso consistió en calibrar las microcuencas con cobertura de campo natural. La Tabla 4.2.1 muestra los parámetros del modelo HBV para las tres microcuencas que permanecen con esta cobertura durante todo el período de monitoreo (LCp, NEp y EVp). La Tabla 4.2.1 muestra los indicadores de ajuste del modelo en las mismas microcuencas para los períodos de calibración y validación, donde los valores obtenidos muestran que el modelo HBV representa razonablemente bien la variabilidad entre los caudales mínimos y máximos.

Las Figuras 4.2.4, 4.2.5, 4.2.6, muestran para el período de calibración las series temporales observadas y simuladas y los indicadores de ajuste para las tres microcuencas que permanecen sin forestar, tanto en paso diario como mensual.

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

Tabla 4.2.1: Parámetros del modelo HBV en las microcuencas experimentales con cobertura de campo natural.

	LC _p	NE _p	EV _p
FC	180	180	109
LP	1.0	0.92	0.49
Beta	1.0	3.5	10.0
k0	0.59	0.95	0.95
k1	0.22	0.70	0.90
k2	0.012	0.03	0.17
UZL	13.5	1.0	10.0
PERC	4.3	4.0	4.0
MAXBAS	1.11	0.86	1.23

Tabla 4.2.2: Indicadores de ajuste del modelo HBV para las microcuencas de campo natural.

	KGE	NSE	PBIAS	R²
Calibración				
LC _p	0.86	0.80	-8.9	0.81
NE _p	0.53	0.55	-3.2	0.58
EV _p	0.51	0.20	-4.6	0.29
Validación				
LC _p	0.69	0.71	-17.3	0.73
NE _p	0.43	0.47	-23	0.50
EV _p	0.31	-0.3	23	0.12

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

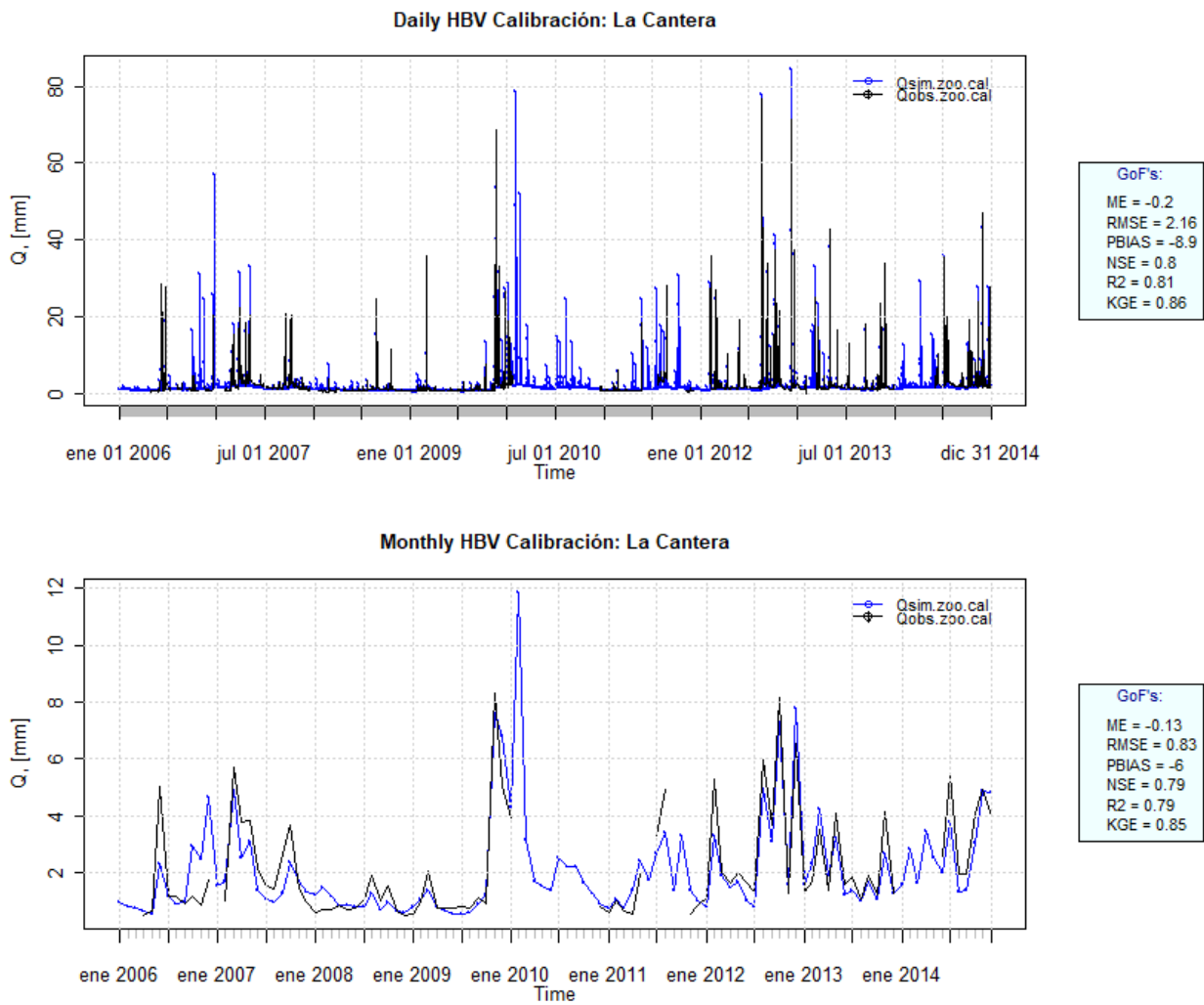


Figura 4.2.4: Ajuste diario y mensual - Calibración LCp.

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

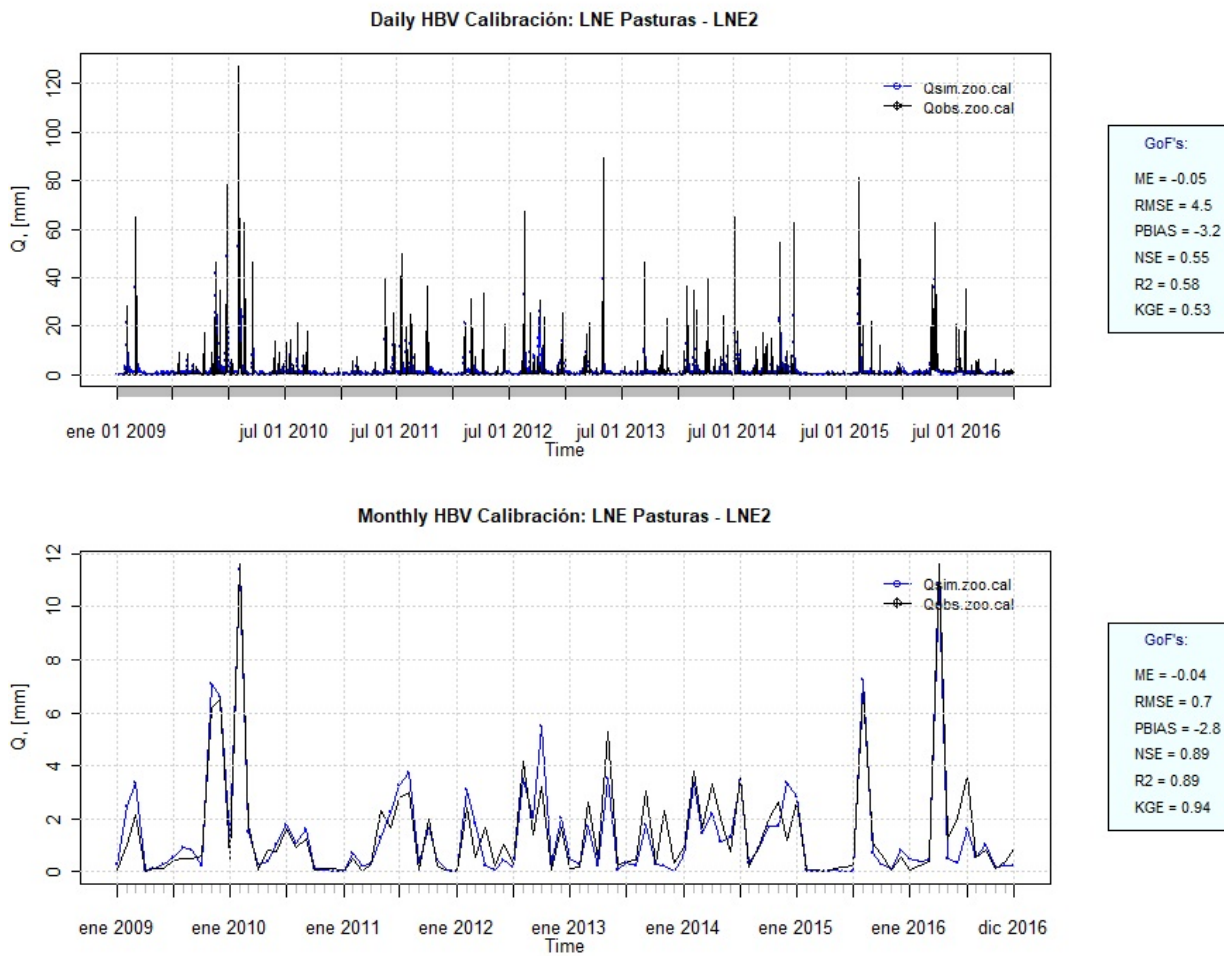


Figura 4.2.5: Ajuste diario y mensual - Calibración NEp.

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

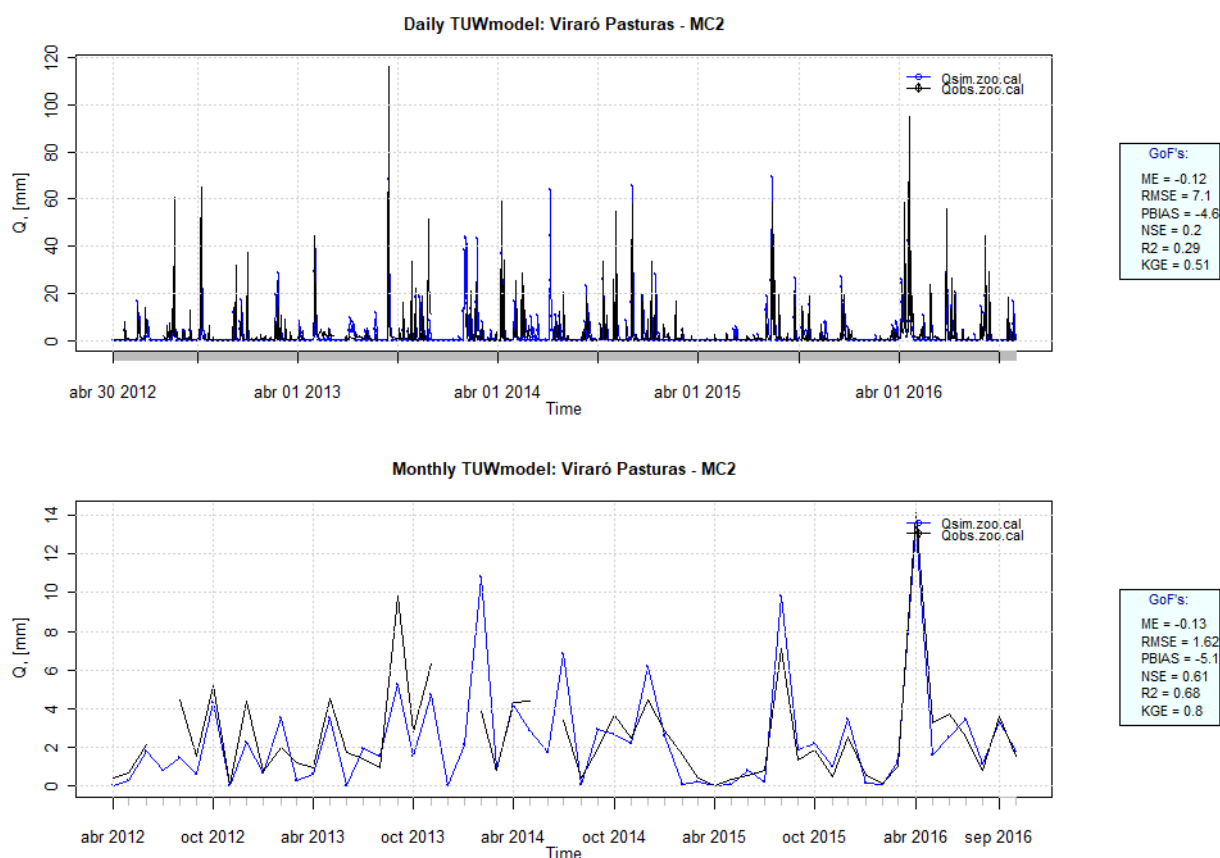


Figura 4.2.6: Ajuste diario y mensual - Calibración EVp.

Si bien era esperable que el parámetros FC tome valores cercanos a la capacidad de campo de los suelos en cada microcuenca, como se observa en la Tabla 4.2.1, los resultados muestran que el parámetro calibrado difiere del valor medido de CC en todos los casos. Esto concuerda con lo que señala Seibert 2005, ya que el parámetro FC también tiene en cuenta los errores del modelo. Se estiman valores identidos de FC para LCp y NEp lo cual es coherente con que los suelos de los dos pares de microcuencas del litoral son muy similares, como se describe en la Sección 2.4.

Se observa que para las microcuencas más pequeñas (NEp y EVp) el ajuste del modelo en paso mensual mejora ampliamente. En este caso se considera que el modelo es apropiado para la estimación de la disponibilidad hídrica mensual pero no así para la simulación de los escurrimientos diarios.

El siguiente paso consistió en calibrar las microcuencas forestadas, distinguiendo dos zonas de vegetación: pastura natural y plantación de eucaliptos. Los parámetros de la rutina del suelo del modelo se ajustaron manteniendo los parámetros resultantes de la calibración de las cuencas de pastura natural para la superficie correspondiente y variando sus valores para la porción cubierta por la plantación forestal. Para la selección de los parámetros adecuados para representar los procesos hidrológicos en la porción de la cuenca cubierta por plantación de Eucalyptus adulta (55%), se consideraron las conclusiones resultantes del balance hídrico medido publicado por Silveira et al. 2016.

Por consiguiente, para representar mayor evapotranspiración real fue necesario modificar los parámetros de la rutina de suelo, considerando mayor capacidad de almacenamiento en el reservorio corres-

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

pendiente, representado por el parámetro FC. Adicionalmente, una disminución del parámetro LP implica que se alcanza la evapotranspiración potencial a menor contenido de agua (FC) del reservorio que, en la rutina de suelo, simula la evapotranspiración en el modelo HBV.

Como se observa anteriormente el valor del parámetro FC calibrado en las microcuencas de pastura natural, coincide aproximadamente con la capacidad de campo estimada para entre 80 y 100 cm dependiendo de la cuenca. Considerando que la profundidad radicular puede aumentar hasta un 50 % en relación a ésta y que además el dosel forestal actúa como un reservorio extra que retiene parte de la precipitación y la retorna como evaporación a la atmósfera, se consideran ambos factores como causantes del incremento en los valores de FC calibrados para la zona de vegetación cubierta por plantación forestal. Por lo tanto, podría evaluarse la comparación entre el valor de FC calibrado para cobertura de plantación forestal y la suma del FC calibrado para pasturas naturales más la intercepción promedio del dosel en cada microcuenca según se detallan en el Sección 3.2, Sección 3.2.1.

La Tabla 4.2.3 muestra los parámetros del modelo HBV para las microcuencas forestadas y la Tabla 4.2.4 los indicadores para la calibración y validación. Los valores obtenidos muestran que el modelo HBV presenta un ajuste satisfactorio en la microcuenca DTf, mientras que nuevamente los ajustes diarios de las microcuencas de menor escala (NEf y EVf) no son aceptables en paso diario, pero si lo son en forma de acumulados mensuales.

Tabla 4.2.3: Parámetros del modelo HBV resultantes de la Etapa b) de modelación.

Parámetros	DTf		NEf		EVf	
	GRAS	FORP	GRAS	FORP	GRAS	FORP
FC	180	324	172	483	80	200
LP	0.65	0.33	0.94	0.73	0.82	0.30
Beta	1.4	2.8	3.2	2.1	6.8	8.0
k0		0.60		0.88		0.90
k1		0.26		0.32		0.60
k2		0.03		0.02		0.10
UZL		10		7.4		40
PERC		2.0		0.7		3.5
MAXBAS		1.16		1.0		0.61

Tabla 4.2.4: Indicadores de ajuste del modelo HBV para las microcuencas forestadas.

	KGE	NSE	PBIAS	R ²
Calibración				
DTf	0.8	0.65	10	0.7
NEf	0.49	0.51	-8	0.53
EVf	0.45	0.31	-8	0.32
Validación				
DTf	0.87	0.86	7	0.88
NEf	0.55	0.56	-1	0.58
EVf	0.32	0.14	-4	0.18

4.3. Implementación en las macrocuencas

La escala de macrocuencas ($>1000 \text{ km}^2$) se trabajó con tres cuencas de la zona litoral oeste y con tres cuencas en la zona norte. Las cuencas de la zona litoral son Arroyo Grande del Norte (AG) con cierre en Ruta 3, Río Queguay Grande (QG) con cierre en Ruta 3 y Río Queguay alto (QA) con cierre en Paso Andrés Pérez. En los tres puntos de cierre se ubican estaciones de monitoreo de DINAGUA con curva de aforo. Cabe destacar además que las microcuencas Don Tomás (DTf) y La Cantera (LCp) drenan hacia el arroyo Capilla Vieja en su margen izquierda, que a su vez es afluente del río Queguay. Mientras que las microcuencas de La Nueva Esperanza (NEf y NEp) drenan hacia cañadas que desembocan en la zona alta de la cuenca del Arroyo Grande. Las tres cuencas de la zona norte son parte de la cuenca del Río Tacuarembó, una sobre el Arroyo Cuñapirú (CU) con cierre en Paso de las Piedras, y las otras dos sobre el Río Tacuarembó en su zona alta con cierre en Paso Manuel Díaz (MD) y en su zona baja con cierre en Paso Borracho (BO). Las cuencas MD y CU se encuentran anidadas en BO y las tres se ubican entre los departamentos de Rivera y Tacuarembó.

A efectos de analizar el efecto en la esorrentía superficial de las macrocuencas producido por el incremento en el área forestada, se realizó la implementación del modelo HBV nuevamente en dos etapas:

- a) Calibración y validación de cada cuenca implementando un único uso del suelo, correspondiente a pastura. Para esto se considera una ventana temporal previa al año 2000, cuando el área forestada en las cuencas es reducida. Los parámetros correspondientes a la zona de vegetación (FC, LP, BETA) se consideran correspondientes al uso de suelo pastura. El resto de los parámetros (PERC, UZL, K0, K1, K2, MAXBAS), no asociados a zonas de vegetación se consideran representativos de toda la cuenca.
- b) Calibración y validación de cada cuenca implementando dos usos de suelo (o zonas de vegetación), correspondientes a pastura y forestación. Para esto se considera una ventana temporal posterior al año 2012, cuando aumenta significativamente el área forestada en todas las cuencas. Los parámetros de la zona de vegetación de pastura, así como los no asociados a zonas de vegetación se consideran igual a los resultantes en la etapa previa. Se ajustan únicamente los parámetros de la zona de vegetación de forestación, con el fin de analizar su impacto. El área forestada se considera constante durante el período de calibración y validación de esta etapa e igual al del año 2018 (ver Tabla 2.1.4).

Cabe destacar que, debido a las características de sus suelos, la superficie forestada es mínima en la cuenca alta del Río Queguay (QA), siendo esta mayormente ocupada por pasturas. Es por ello que, para el caso de esta cuenca, se llevo adelante únicamente la Etapa a) de implementación del modelo.

4.3.1. Datos de entrada

El modelo requiere, como datos de entrada, series temporales de precipitación acumulada diaria (P), temperatura promedio diaria (T), caudal promedio diario (Q) en el punto de cierre de la cuenca y evapotranspiración potencial acumulada diaria (ETP). Como se menciona en el Capítulo 2 la información de precipitación utilizada es de la red de pluviómetros de INUMET. La precipitación media en cada cuenca se calculó mediante polígonos de Thiessen para generar una única serie de ingreso al modelo para cada cuenca. Los datos se extienden desde el 1/1/1975 al 30/6/2020. Se utilizaron las series de datos de temperatura y evapotranspiración potencial (calculada según la formulación de Penman-Monteith) de las estaciones de INIA. Para esto se realizó una interpolación por inverso de la distancia al cuadrado sobre los datos de las estaciones ubicadas en Salto, La Estanzuela, Tacuarembó y Treinta y Tres. El período común de datos se extiende desde el 1/7/1970 al 11/8/2020.

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

Las series temporales de caudal disponible fueron obtenidas de UTE para las estaciones de las cuencas BO y MD y de DINAGUA para las estaciones de las cuencas CU, AG, QG y QA. En la Tabla 4.3.1 se presentan los períodos de datos en que se dispone información de cada estación además de su código, mientras que en la Figura 4.3.2 se muestra la cantidad de datos faltantes por año de cada una.

Tabla 4.3.1: Períodos con información de caudales disponible para cada cuenca.

Cuenca- Código estación	Inicio	Fin
CU - 107.0	1/1/1975	30/06/2020
MD - 51.1	1/1/1975	30/06/2020
BO - 52.0	1/1/1975	30/06/2020
AG - 62.0	1/9/1988	11/12/2019
QG - 141.0	21/9/1985	10/12/2019
QA - 82.0	19/8/1987	22/11/2011

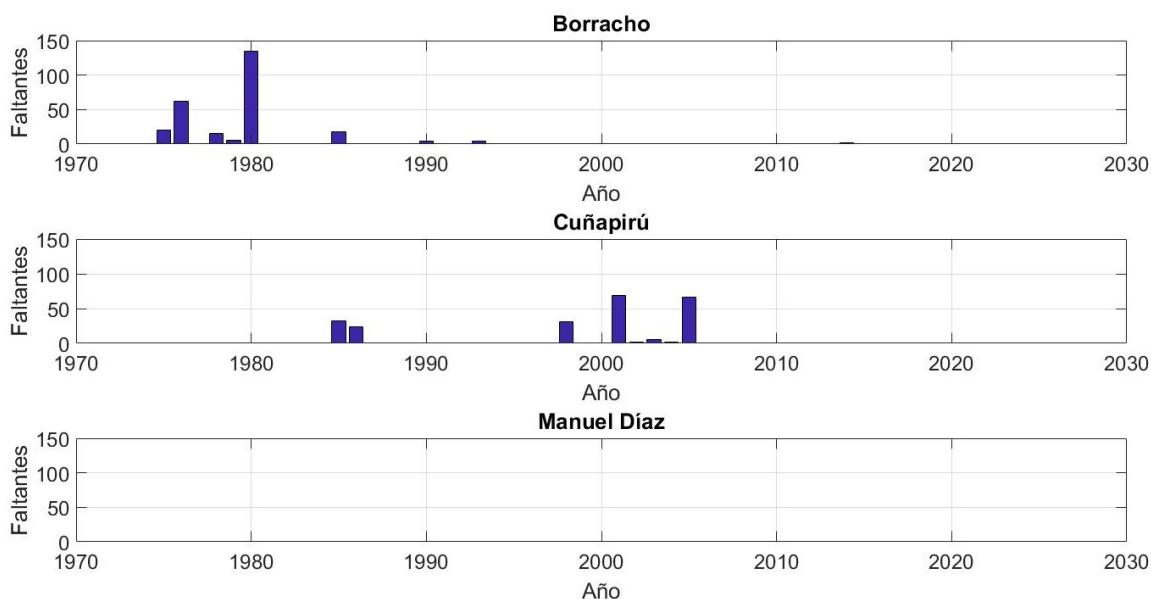


Figura 4.3.1: Datos faltantes por año para las series de caudal de las cuencas de Borracho (BO), Cuñapirú (CU) y Manuel Díaz (MD).

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

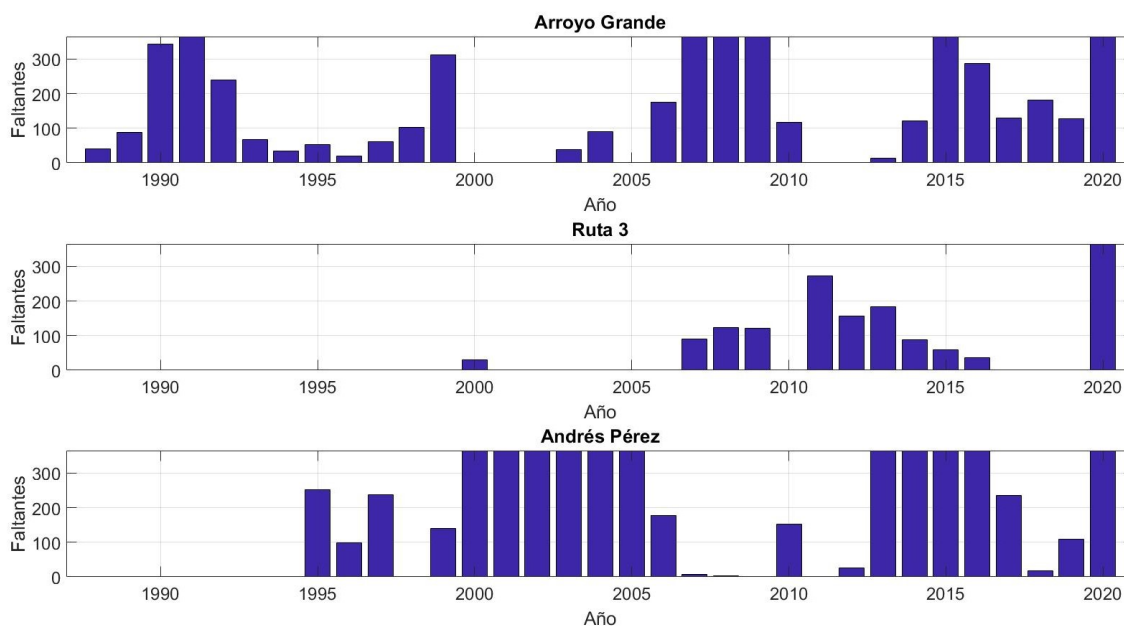


Figura 4.3.2: Datos faltantes por año para las series de caudal de las cuencas de Arroyo Grande (AG), Ruta 3 (QG) y Andrés Pérez (QA).

4.3.2. Calibración y validación

Los períodos seleccionados para calibración y validación de las dos etapas de modelación para las distintas cuencas se indican en las Tablas 4.3.2 y 4.3.3.

Tabla 4.3.2: Períodos de calibración y validación para las dos etapas de modelación en las macrocuencas del Norte.

	Calibración		Validación	
	Inicio	Fin	Inicio	Fin
Etapa a)	1/1/1989	31/12/1994	1/1/1995	30/9/2011
Etapa b)	1/1/2009	31/12/2015	1/1/2016	30/6/2020

Tabla 4.3.3: Períodos de calibración y validación para las dos etapas de modelación en las macrocuencas del litoral oeste.

		Calibración		Validación	
		Inicio	Fin	Inicio	Fin
Arroyo Grande	Etapa a)	1/1/1994	31/12/1999	1/1/2000	31/12/2002
	Etapa b)	1/1/2010	31/12/2014	1/1/2016	31/12/2019
Ruta 3	Etapa a)	1/10/1988	30/9/1997	1/10/1997	30/9/2008
	Etapa b)	1/1/2012	31/12/2016	1/1/2017	31/12/2019
Andrés Pérez	Etapa a)	1/10/1989	30/9/1997	1/10/1997	30/9/2011
	Etapa b)				

El ajuste de parámetros durante la calibración, en todos los casos, se llevó a cabo combinando el ajuste manual con las herramientas de calibración que ofrece el software HBV-light: simulaciones de Monte Carlo y algoritmo genético. La función objetivo fue el coeficiente de Nash-Sutcliffe, mientras que se utilizaron como medidas de desempeño adicionales el coeficiente de determinación (R²), el PBIAS y la eficiencia de Kling-Gupta (KGE). En todos los casos, tanto para la calibración como para validación se tomaron períodos de calentamiento previos de 2 años.

Durante la Etapa a) se realizó el ajuste variando en un rango amplio los parámetros del modelo, excluyendo los de la rutina de nieve (en total se trabajó con 9 parámetros). Una vez alcanzado un conjunto de parámetros considerado óptimo se procedió a validar el modelo, aplicando dichos parámetros al conjunto de datos de validación. Cabe destacar que, para la cuenca QA, se consideró un valor inicial de los parámetros igual al obtenido del ajuste en la microcuenca LCp, sin embargo el desempeño no fue satisfactorio.

Durante la Etapa b), se mantuvieron constantes los parámetros obtenidos en la Etapa a), variando únicamente los de la rutina de humedad del suelo correspondientes a la zona de vegetación de forestación. En este caso la optimización de los parámetros se realizó con la misma rutina de optimización programada para las microcuencas en base al paquete de R "hydroPSO" (Zambrano-Bigiarini y Rojas 2020), del modelo implementado por Viglione y Parajka 2020.

4.3.3. Resultados y Discusión

Aplicando la metodología descrita para la Etapa a) se obtuvieron los parámetros e indicadores presentados en la Tabla 4.3.4 y Tabla 4.3.5 respectivamente. En las Figuras 4.3.3 y 4.3.4, se muestra a modo de ejemplo el ajuste gráfico de las series observada y simulada para ambos períodos en la cuenca BO.

Tabla 4.3.4: Parámetros del modelo HBV resultantes de la Etapa a) de implementación.

	CU	MD	BO	AG	QG	QA
FC	346	238	238	334	146	206
LP	1.0	0.87	1.0	0.30	0.68	1.0
Beta	4.48	4.25	4.00	2.13	4.43	3.81
k0	0.76	0.54	0.60	0.64	0.57	0.44
k1	0.34	0.27	0.42	0.73	0.50	0.11
k2	0.10	0.07	0.11	0.63	0.03	0.002
UZL	2.9	7.7	49.7	1.4	45.0	5.4
PERC	1.1	2.5	5.90	0.03	1.40	0.02
MAXBAS	12.3	8.8	10.7	7.3	11.0	3.0

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

Tabla 4.3.5: Indicadores de ajuste del modelo HBV en la Etapa a) de implementación

	KGE	NSE	PBIAS	R²
Calibración				
CU	0.91	0.83	1.50	0.83
MD	0.89	0.79	0.50	0.80
BO	0.91	0.83	0.80	0.83
AG	0.84	0.67	4.0	0.71
QG	0.87	0.80	0	0.80
QA	0.71	0.42	-0.5	0.55
Validación				
CU	0.76	0.75	-20.6	0.78
MD	0.88	0.83	-3.8	0.83
BO	0.89	0.84	6.4	0.84
AG	0.44	0.43	30.8	0.78
QG	0.77	0.76	-7.4	0.76
QA	0.69	0.65	23.0	0.75

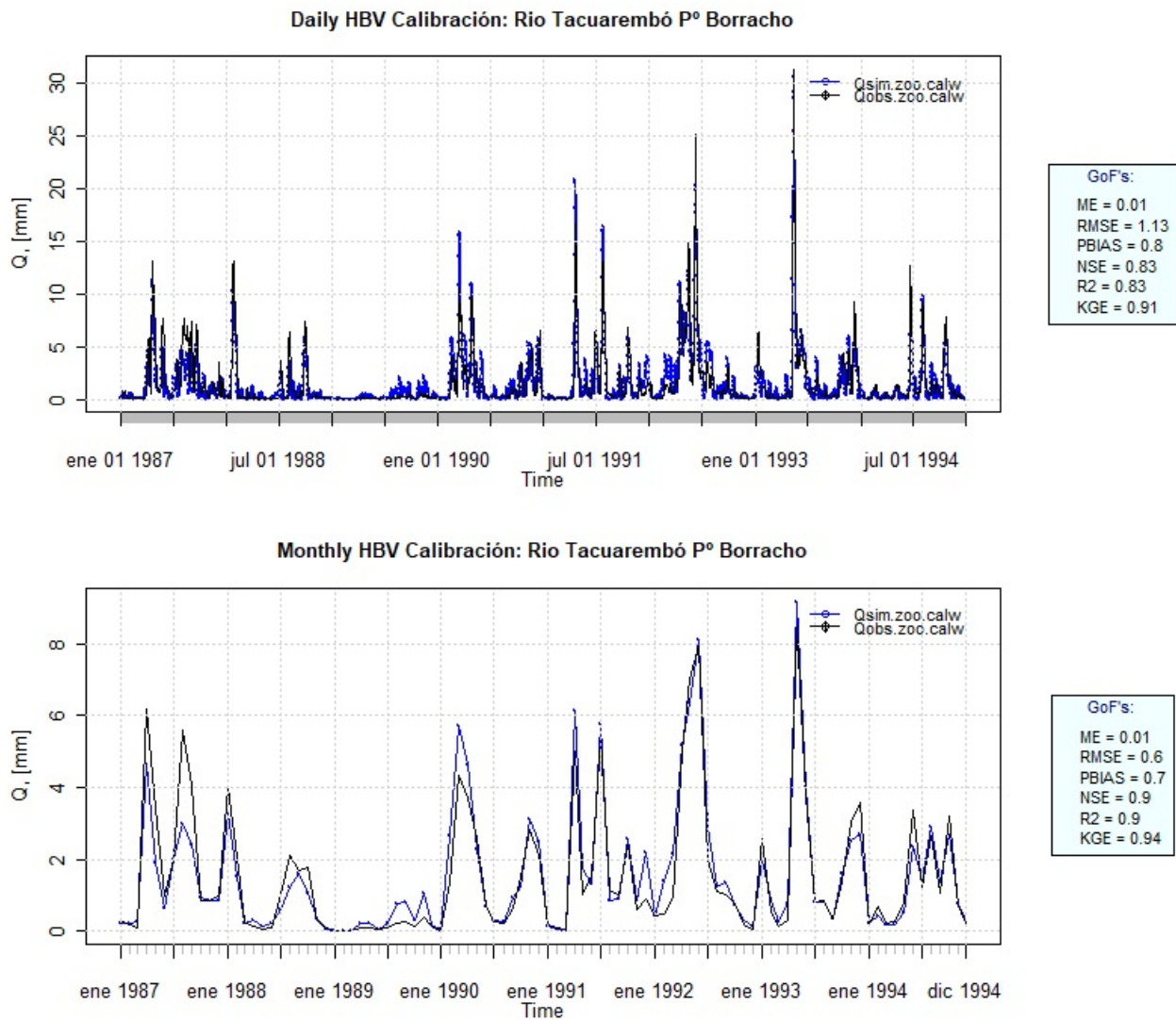


Figura 4.3.3: Ajuste diario y mensual - Calibración BO.

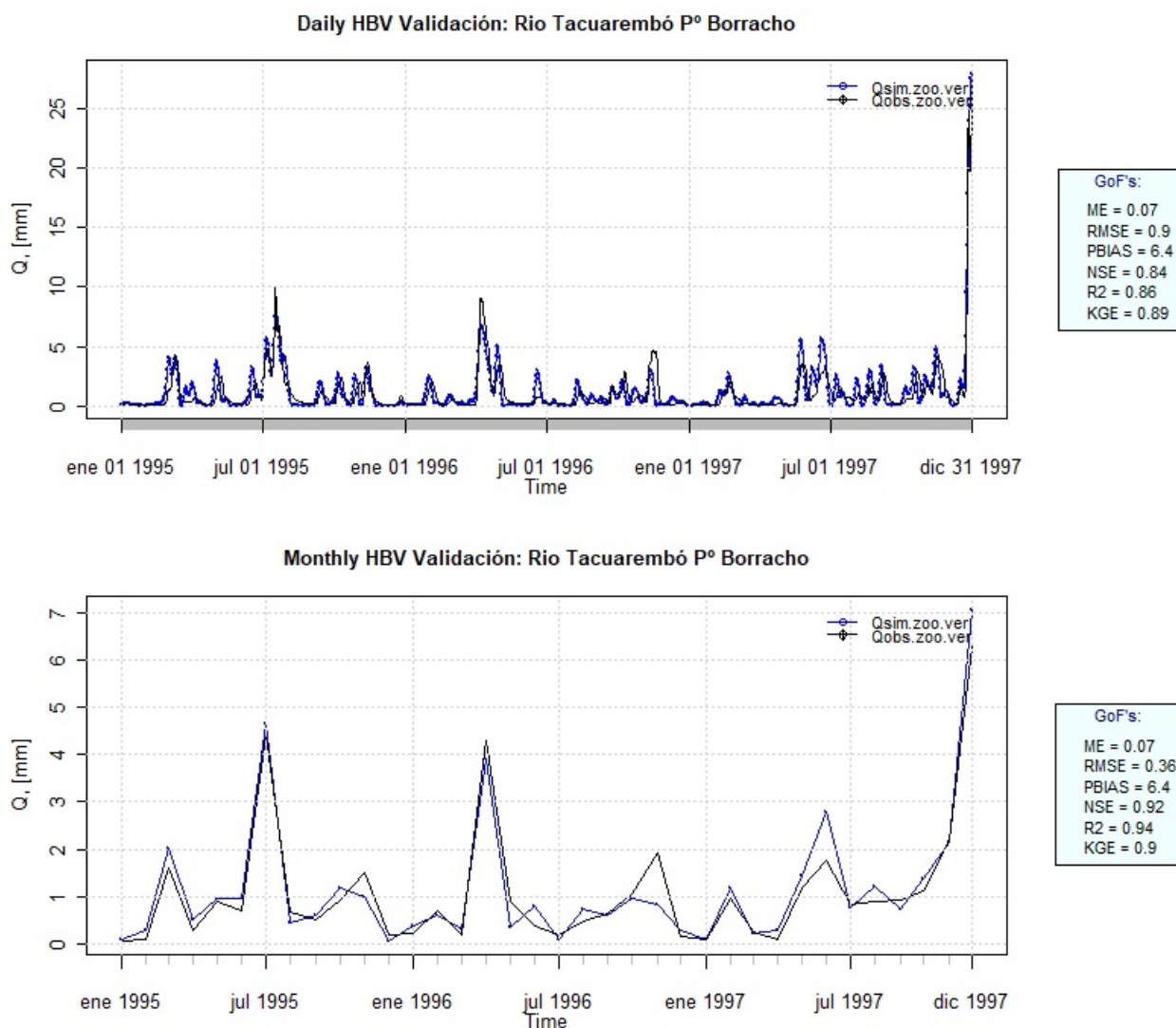


Figura 4.3.4: Ajuste diario y mensual - Validación BO.

Posteriormente, se llevó adelante la Etapa b), durante la cual se ajustaron los parámetros de la zona de vegetación correspondiente a forestación. Los resultados se presentan en la Tabla 4.3.6 y Tabla 4.3.7. En algunos casos fue necesario variar en un rango acotado los parámetros correspondientes a la zona de vegetación de pastura natural, en relación a los previamente calibrados en la etapa a). Esta variación atiende a que se trata de dos períodos diferentes y que las condiciones climáticas en ambos podrían tener influencia en el resultado. En las Figuras 4.3.5 y 4.3.6, se muestra a modo de ejemplo el ajuste gráfico de las series observadas y simuladas para ambos períodos en la cuenca BO.

CAPÍTULO 4. MODELACIÓN HIDROLÓGICA SEMIDISTRIBUÍDA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HBV

Tabla 4.3.6: Parámetros del modelo HBV resultantes de la Etapa b) de modelación.

Parámetros	CU		MD		BO		AG		QG	
	GRAS	FORP	GRAS	FORP	GRAS	FORP	GRAS	FORP	GRAS	FORP
FC	383	695	270	397	238	468	340	750	146	190
LP	0.80	0.44	0.65	0.30	0.70	0.10	0.30	0.10	0.68	0.97
Beta	5.00	5.05	6.00	6.50	4.00	8.00	3.00	5.17	4.43	5.50
k0		0.76		0.54		0.60		0.89		0.57
k1		0.34		0.27		0.42		0.59		0.50
k2		0.10		0.07		0.11		0.13		0.03
UZL		3		8		50		1		45
PERC		1.1		2.5		5.9		0.03		1.4
MAXBAS		12.3		8.5		11.9		8.0		11.0

Tabla 4.3.7: Indicadores de ajuste del modelo HBV en la Etapa b) de implementación

	KGE	NSE	PBIAS	R²
Calibración				
CU	0.94	0.88	1.1	0.89
MD	0.91	0.81	-0.2	0.82
BO	0.90	0.87	4.9	0.87
AG	0.81	0.62	5.5	0.66
QG	0.81	0.79	-5.0	0.79
Validación				
CU	0.93	0.87	1.0	0.87
MD	0.86	0.80	7.6	0.83
BO	0.87	0.89	11.6	0.89
AG	0.08	0.37	81	0.80
QG	0.87	0.78	6.4	0.79

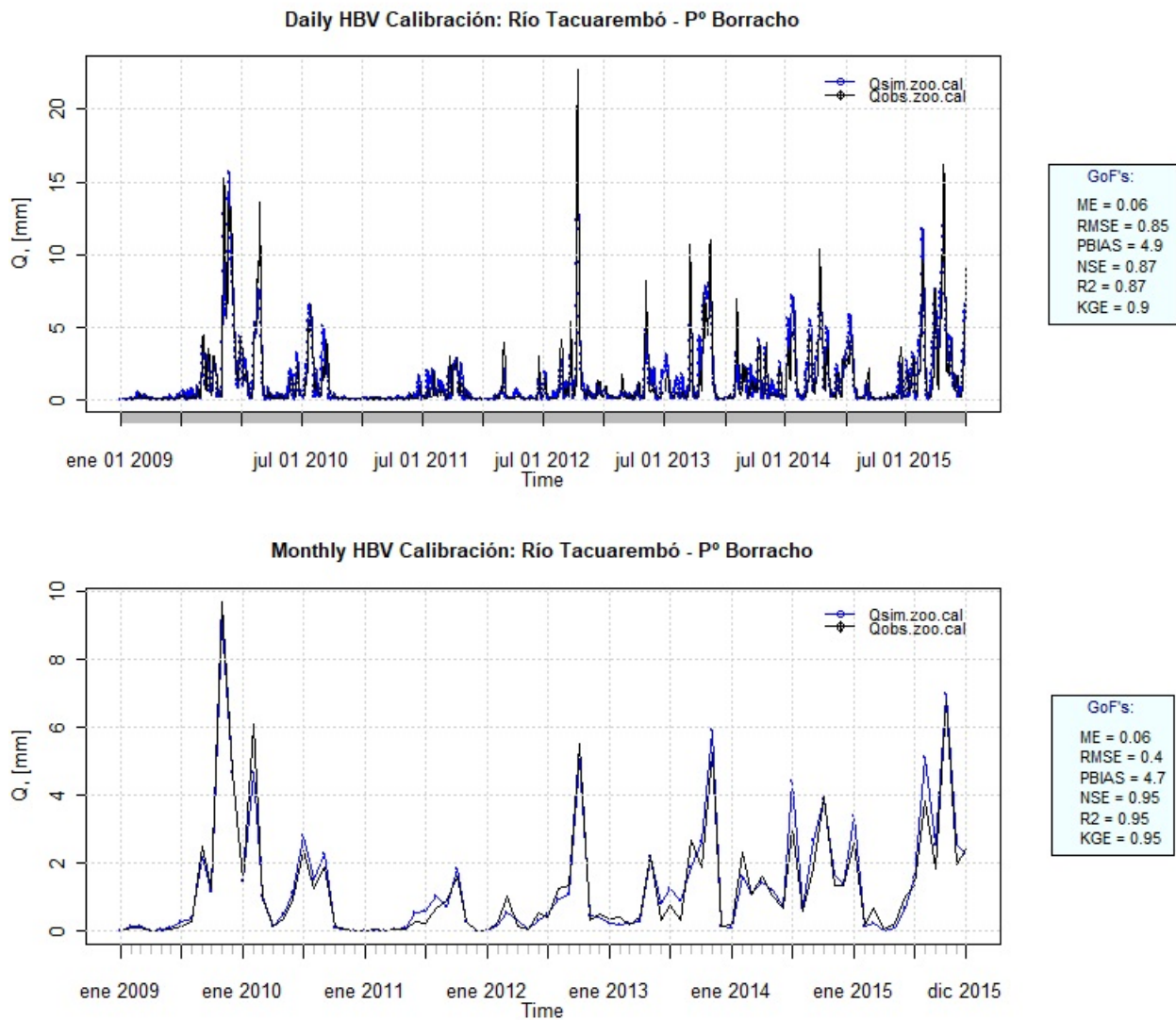


Figura 4.3.5: Ajuste diario y mensual etapa b)- Calibración BO.

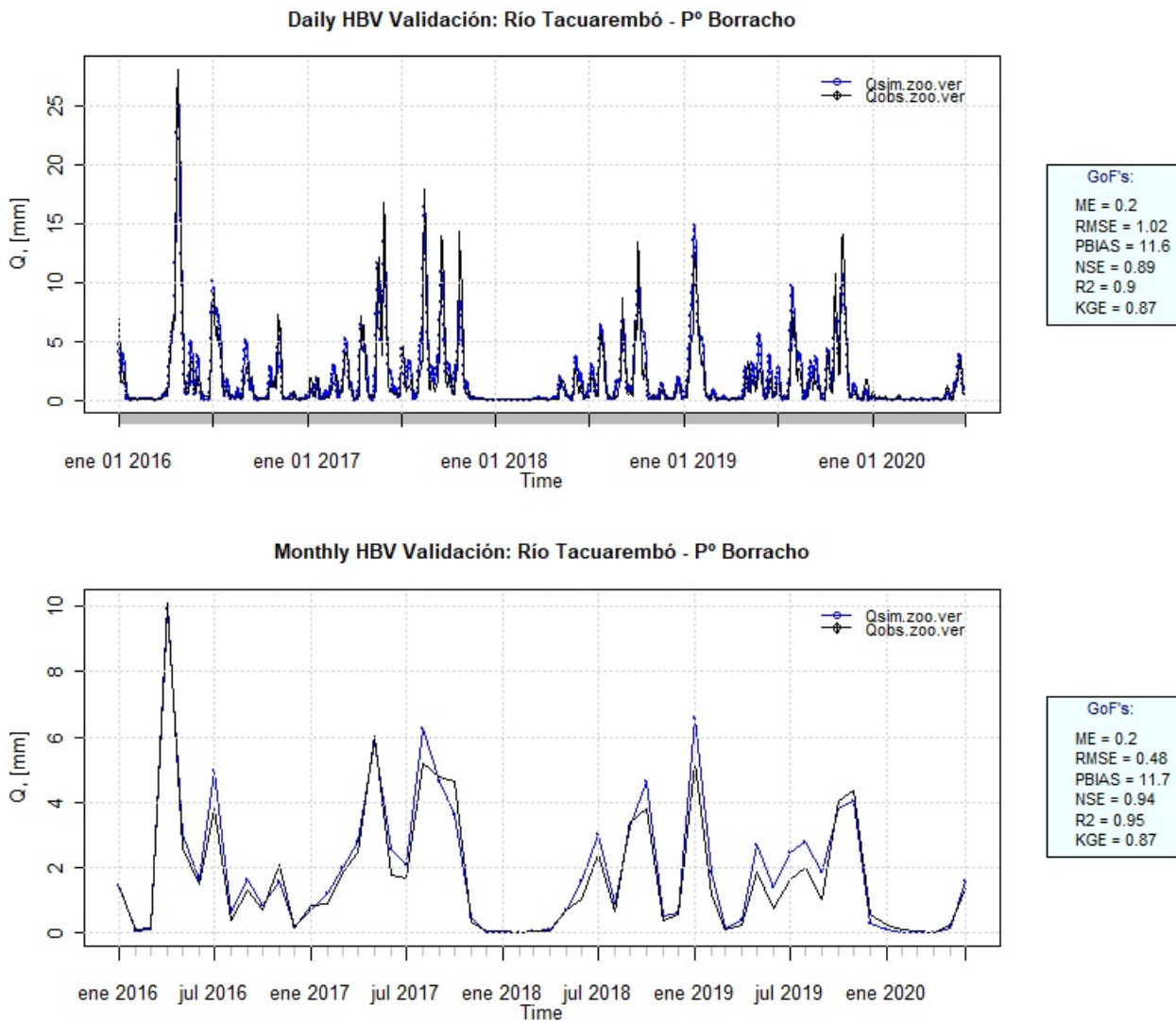


Figura 4.3.6: Ajuste diario y mensual etapa b)- Validación BO.

Se observa que al igual que en la implementación del modelo para las microcuencas experimentales, la rutina de humedad del suelo es la más sensible en el modelo HBV. La forma de ajustar una buena representación del uso forestal del suelo en sustitución del campo natural, requiere fundamentalmente de incrementar el parámetro FC, para poder representar el aumento de almacenamiento que genera la intercepción de la cubierta forestal y de disminuir el parámetro LP que es el factor que define la reducción de la evapotranspiración real respecto a la potencial.

Bibliografía

- Bergström, Sten (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*.
- (1992). *The HBV Model: Its Structure and Applications*.
- Bergström, Sten et al. (1995). «The HBV model.» En: *Computer models of watershed hydrology*., págs. 443-476.
- Griensven, A van van et al. (2006). «A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models». En: *Journal of hydrology* 324.1-4, págs. 10-23.
- Gupta, Hoshin V et al. (2009). «Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling». En: *Journal of hydrology* 377.1-2, págs. 80-91.
- Konz, Markus y Jan Seibert (2010). «On the value of glacier mass balances for hydrological model calibration». En: *Journal of hydrology* 385.1-4, págs. 238-246.
- Lindström, G et al. (1997). «Development and test of the distributed HBV-96 hydrological mode». En: *Journal of hydrology*, págs. 201, 272-288.
- Seibert, Jan (2005). «HBV light version 2, user's manual». En: *Department of Earth Sciences, Uppsala University, Uppsala*.
- Seibert, Jan y Keith J Beven (2009). «Gauging the ungauged basin: how many discharge measurements are needed?» En: *Hydrology and Earth System Sciences* 13.6, págs. 883-892.
- Silveira, Luis et al. (2016). «Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay». En: *Hydrological Processes* 30.20, págs. 3596-3608.
- Staudinger, Maria, Markus Weiler y Jan Seibert (2015). «Quantifying sensitivity to droughts—an experimental modeling approach». En: *Hydrology and Earth System Sciences* 19.3, págs. 1371-1384.
- Steele-Dunne, Susan et al. (2008). «The impacts of climate change on hydrology in Ireland». En: *Journal of hydrology* 356.1-2, págs. 28-45.
- Viglione, Alberto y Juraj Parajka (2020). *TUWmodel: Lumped/Semi-Distributed Hydrological Model for Education Purposes*. R package version 1.1-1. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=TUWmodel>.
- Zambrano-Bigiarini, Mauricio y Rodrigo Rojas (2020). *hydroPSO: Particle Swarm Optimisation, with Focus on Environmental Models*. R package version 0.5-1 . doi:10.5281/zenodo.1287350. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=hydroPSO>.

Capítulo 5

Modelación hidrológica y biofísica multiescala: implementación del modelo SWAT

5.1. Introducción

El modelo SWAT (Soil & Water assesment Tool) (Arnold et al. 1998) fue desarrollado para predecir el impacto sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos de las prácticas de manejo de suelos y cultivos, la producción y transporte de sedimentos, nutrientes y pesticidas y la variabilidad climática en grandes cuencas. Es un modelo pensado para estimar respuestas de largo plazo que responde satisfactoriamente a la simulación continua de paso diario. Dado que SWAT se desarrolló principalmente para cuencas donde la cobertura vegetal dominante sean los cultivos agrícolas, su uso en cuencas con uso de suelo forestal dominante no es extenso.

La distribución espacial del modelo consiste en dividir la cuenca en múltiples subcuencas y éstas a su vez en distintas unidades de respuesta hidrológica (HRU) que agrupan combinaciones de tipo de suelo, uso de suelo y pendiente de terreno, sin localización asignada dentro de la subcuenca.

La implementación de este modelo se realizó tanto a escala de microcuencas como de macrocuencas. Arroyo Grande del Norte (AG) y del Río Queguay en sus dos estaciones hidrométricas: cuenca alta con cierre en Andrés Pérez (QA) y cuenca baja con cierre en ruta 3 (QG), debido al aumento del uso del suelo forestal y por ser en éstas cuencas donde se ubican los dos pares de microcuencas experimentales del proyecto DTf-LCp (QG) y NEf-NEp (AG).

En lo que sigue se presentan los aspectos más relevantes de la implementación, calibración y validación del modelo, tanto para las microcuencas como para las macrocuencas que las contienen. Los resultados obtenidos para las macrocuencas serán utilizados en la simulación de escenarios de crecimiento forestal que se presentan en el Capítulo 7

5.2. Implementación del modelo

5.2.1. Estructura de las cuencas

Cada cuenca se subdividió en subcuencas de forma que las áreas fueran similares. Se añadieron las localizaciones de las estaciones de caudal en los sitios correspondientes, de forma que fueran coincidentes con cierres de subcuencas. En particular la cuenca del Queguay se subdividió teniendo en cuenta que existen dos estaciones de observación del caudal. Además para esta cuenca se intentó reproducir la subdivisión en cuencas de nivel 3 establecida por DINAGUA. El número de subcuencas resultó en 12 para la cuenca del Queguay (4 en la cuenca QA y 8 en la cuenca incremental hasta QG). La cuenca de AG tiene solo una estación de observación en el punto de cierre considerado y además está inserta en una misma cuenca nivel 3 de la clasificación de DINAGUA, por tanto la subdivisión para la implementación del modelo obedeció únicamente al criterio de homogeneidad en las áreas de las subcuencas, buscando representar los cauces afluentes al Arroyo Grande. Se generó así una subdivisión en 15 subcuencas.

En el caso de las microcuencas, la subdivisión buscó cumplir los mismos criterios, aumentando el número de subcuencas en relación al modelo primario desarrollado anteriormente en el que se habían considerado 3 subcuencas para NEf y NEp y 7 subcuencas para DTf y LCp. En la nueva implementación se consideraron 7 subcuencas para NEp, 9 para NEf, 15 para LCp y 41 para DTf.

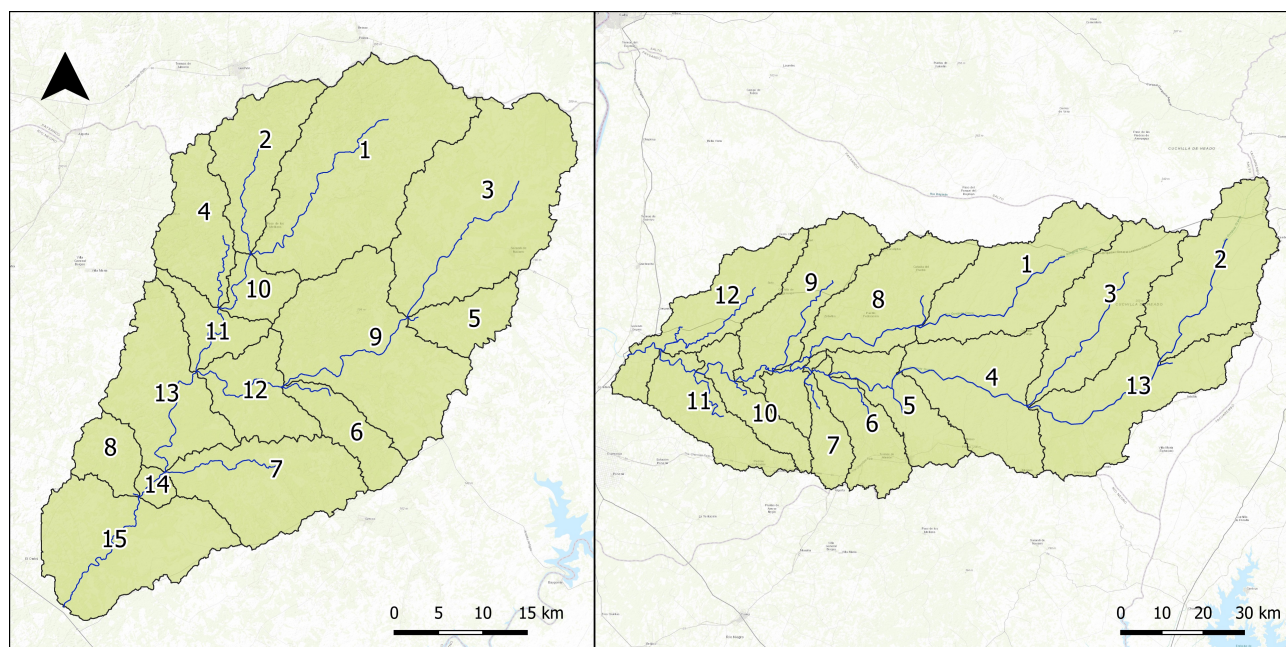


Figura 5.2.1: División de subcuencas utilizada en el modelo para las macrocuencas AG (izquierda) y QG (derecha).

Para el paso de creación de las unidades de respuesta hidrológica (HRU) fueron utilizados los mapas de suelo y usos del suelo mencionados en el Capítulo 2 (Figuras 2.1.16 y 2.1.18), los usos de suelo se agruparon en nueve categorías: agricultura (AGRI), eucaliptus tipo A, B y C (EUTA, EUTB y EUTC), otra forestación (FROT), pino (PINO), monte nativo (MONT), pastura (GRASS) y otro. La información detallada de las características de cada unidad de suelos se describió tomando como valores de referencia el relevamiento de antecedentes edafológicos Apéndice E. No se realizó diferenciación en rangos de pendientes. En QG la pendiente promedio es de 4.45 %, la pendiente máxima es de 32 %, la cota máxima 342.6 m y la mínima 4.34 m; mientras que en AG la pendiente media es de 4.4 %, la cota máxima y mínima son de 172 y 17 metros respectivamente. Para reducir el número total de HRU y agilizar el procesamiento numérico, se usó el filtro por uso de suelo y morfología. Los modelos quedaron estructurados como 524 HRU para QG y 284 para AG.

En las microcuencas tanto los mapas de suelo como los de uso de suelo son los que se describen en el Capítulo 2. En estos casos si se diferenciaron tres rangos de pendiente para la creación de los HRU, siendo los límites 0.5 % y 10 %.

5.2.2. Bases de datos de cultivos

En las bases de datos del modelo se deben completar tablas específicas a los suelos, los cultivos existentes y a su manejo, éstas son:

- Crop: tabla con los parámetros de cultivos
- Opschedules: tabla con las rotaciones de cultivos
- HRU: parámetros generales de las HRU
- Chemical: parámetros químicos de los suelos

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

Como se mencionó anteriormente los cultivos clasificados en las cuencas fueron GRAS (campo natural), AGRI (cultivos, pasturas mejoradas, cultivos forrajeros, etc), EUCA (Eucaliptus, el cual se dividió en especies según la Tabla 5.2.1), PINO y FROT (otra forestación plantada). Para los usos GRAS y AGRI se utilizaron los mismos parámetros que en INIA-IRI (2020), correspondientes a pastura y agricultura con pastura. Para PINO se usaron los parámetros por defecto de SWAT y para los eucaliptus y FROT, los parámetros que se indican en la Tabla 5.2.2.

Tabla 5.2.1: Especies comprendidas en cada clasificación de forestación usada en el modelo.

Código SWAT	Especie
EUTA	Grandis, Dunii y Saligna
EUTB	Globulus, E. maidenii y E. bicostrata
EUTC	Otros Eucaliptus, Parque, Abrigos y Cortinas
FROT	Salicacea, Costero, Salix y Populus, Mezcla de especies
PINO	Pinus elliotti y tadea, Pinus pinaster

Respecto al manejo de los cultivos, para GRAS y AGRI también se utilizaron las rotaciones y operaciones de INIA-IRI (2020), de las cuales GRAS (rotación de ganadería extensiva sobre “campo natural”) se caracteriza por tener pastoreo con baja carga animal y ausencia de operaciones de siembra y/o fertilización y AGRI consiste en una rotación de tres años de duración que incluye dos temporadas de verano de soja, una de maíz y tres puentes verdes.

El manejo para EUCA fue establecido en base a las recomendaciones de los referentes técnicos de las empresas en función del manejo típico que se hace en la zona. La rotación aplicada consistió en un ciclo de diez años, que incluye las siguientes operaciones:

- **Laboreo:** esta operación mezcla las capas superiores de suelo y redistribuye los nutrientes, químicos, etc. en esas capas. Se realiza la operación el primer día del calendario.
- **Aplicación de pesticida:** se aplican 10 kg/ha del herbicida 2,4,5-T Amine (código SWAT 231) el octavo día del calendario.
- **Plantación:** Se plantan el día 15 del calendario árboles de un año de edad, con un IAF inicial de 0.5 y una biomasa inicial en peso seco de 5 kg/ha.
- **Fertilización:** el día 22 del calendario se fertiliza con 314 kg/ha de 11-52-00 (código 25 en SWAT).
- **Fertilización continua:** luego de la plantación se aplica una fertilización continua de 2.4 kg/ha/día de estiércol (código 45 en SWAT), que representa la presencia de ganado.
- **Cosecha:** el 31 de diciembre del año diez, se cosecha la fracción de árboles designada en el índice de cosecha (0.7), se remueve lo cosechado de la HRU y se convierte el resto de la biomasa en residuo sobre el suelo.

**CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT**

Tabla 5.2.2: Parámetros que se editaron en la base de datos crop para eucaliptus.

Parámetro	Definición	Rango	Fuente
BIO_E	Eficiencia de uso de la radiación ((kg/ha)/(MJ/m))	7-75	Forrester et al. 2013
HVSTI	Índice de cosecha para condiciones de crecimiento óptimas	0.7	Dato del proyecto
BLAI	Máximo índice de área foliar (IAF) potencial	3.5	Dato del proyecto
FRGRW1	Parámetro de la curva de desarrollo de área foliar óptimo	0.1	Dato del proyecto
LAIMX1	Parámetro de la curva de desarrollo de área foliar óptimo	0.75	Dato del proyecto
FRGRW2	Parámetro de la curva de desarrollo de área foliar óptimo	0.5	Dato del proyecto
LAIMX2	Parámetro de la curva de desarrollo de área foliar óptimo	0.9	Dato del proyecto
DLAI	Parámetro de la curva de desarrollo de área foliar óptimo	1	Dato del proyecto
CHTMX	Máxima altura de la canopia (m)	20	FAGRO-BVSA
RDMX	Máxima profundidad de raíces (m)	3	FAGRO-BVSA
T_OPT	Temperatura óptima de crecimiento (°C)	20	Queiroz et al. 2020
T_BASE	Mínima temperatura para el crecimiento (°C)	7	Queiroz et al. 2020
ALALMIN	Mínimo IAF durante período de dormancia (m ² /m ²)	2	FAGRO-BVSA
MAT_YRS	Número de años requerido para llegar al desarrollo completo (años)	9	Dato del proyecto
BMX_TREES	Máxima biomasa para un bosque (t/ha)	260	Dato del proyecto
BM_DIEOFF	Fracción de la biomasa aérea que muere en la dormancia	0.1	FAGRO-BVSA

Para simular la variación del área forestada en las macrocuencas AG y QG entre 1975 y 2019 se divide los eucaliptus del calendario en categorías del 1 al 11, cuyos ciclos de plantación se desfasaron 4 años. De esta manera se logra representar el crecimiento gradual de la superficie destinada a forestación, a partir de los datos de MGAP (2018). En el caso de las microcuencas se implementaron las mismas operaciones de manejo de plantación en las fechas conocidas para DTf y NEf.

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

Para las coberturas de agricultura, pastura y monte nativo, se ingresan los datos de la Tabla 5.2.3 para los parámetros referidos al cultivo existente al comienzo de la simulación, siendo LAI_INIT el IAF inicial, BIO_INIT la biomasa inicial en kg/ha, PHU_PLT número total de unidades de calor necesarias para que la planta llegue a la madurez y BIO_MIN mínima biomasa de cultivo para que ocurra pastoreo.

Tabla 5.2.3: Parámetros para el cultivo inicial en las rotaciones de agricultura, pastura y monte nativo

	AGRI	GRASS	MONT
PLANT_ID	Corn	Pastura	Monte Nativo
LAI_INIT	5	2	8
BIO_INIT	4300	2100	10000
PHU_PLT	0	500	1500
BIO_MIN	0	1650	0

Otro parámetro a definir que depende del cultivo pero se encuentra en la base de datos HRU es el CANMX (Máximo almacenamiento de la canopia). Se consideraron valores de 1.5 mm para GRAS y AGRC (Yuestas 2014) y 3.5 mm para EUCA (Kozak et al. 2007).

Finalmente se consideraron datos de referencia de CONEAT (L. Martinez com. pers.) como referencia de los contenidos de N y P de los suelos, que son parámetros correspondientes a la base de datos chm.

5.2.3. Crecimiento de los cultivos y evapotranspiración real

Como paso previo a la calibración del modelo en función de los caudales observados en las estaciones hidrométricas se verificaron variables de estado del modelo de las cuales se cuenta con información obtenida de fuentes independientes. Este paso pretende ser un avance metodológico en la línea de la calibración con datos “blandos” o soft-calibration, incorporando información de procesos individuales, generalmente obtenida mediante estimaciones indirectas, mediciones in-situ o productos satelitales.

En función de los parámetros ecofisiológicos monitoreados en el proyecto (IAF, conductancia estomática), referencias bibliográficas y datos de inventario proporcionados, se establecieron rangos de variación para el mejor ajuste de variables de estado del modelo: IAF y Biomasa

Índice de área Foliar (IAF): a partir del monitoreo realizado en la plantación de la microcuenca de NEf se cuenta con la evolución de este parámetro durante 9 años de crecimiento. Esta información se utilizó para la parametrización de la curva de crecimiento que utiliza el modelo SWAT (Figura 5.2.2), de cuyo ajuste surgen valores para los parámetros: BLAI, FRGRW1, LAIMX1, FRGRW2, LAIMX2, DLAI.

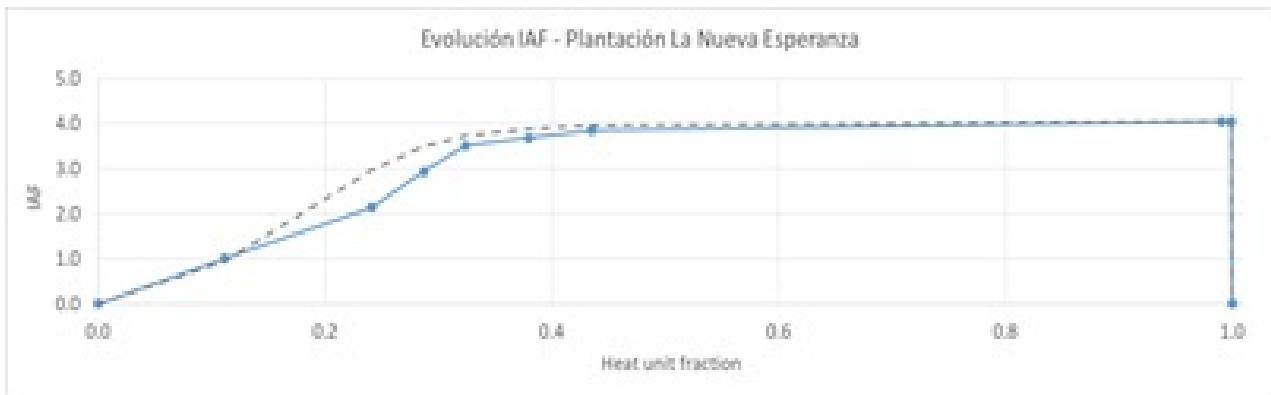


Figura 5.2.2: Evolución del IAF en la plantación de la microcuenca NEf

Biomasa forestal: De acuerdo a los valores medios de inventario forestal de las empresas participantes del Proyecto que operan en la zona, en las plantaciones de eucaliptos es esperable una producción anual de entre 14-34 t/ha dependiente de la especie como biomasa aérea (en base a inventario, densidad de madera y relaciones madera/restos), lo cual en términos de biomasa total se consideró como un valor máximo de 260 t/ha. Para alcanzar este valor objetivo se ajustaron los parámetros relativos a las características fisiológicas del cultivo que se describen en la Tabla 5.2.2. Ese valor objetivo, como se observa en la Figura 5.2.3 fue alcanzado en la simulación únicamente en los suelos más profundos de las cuencas.

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

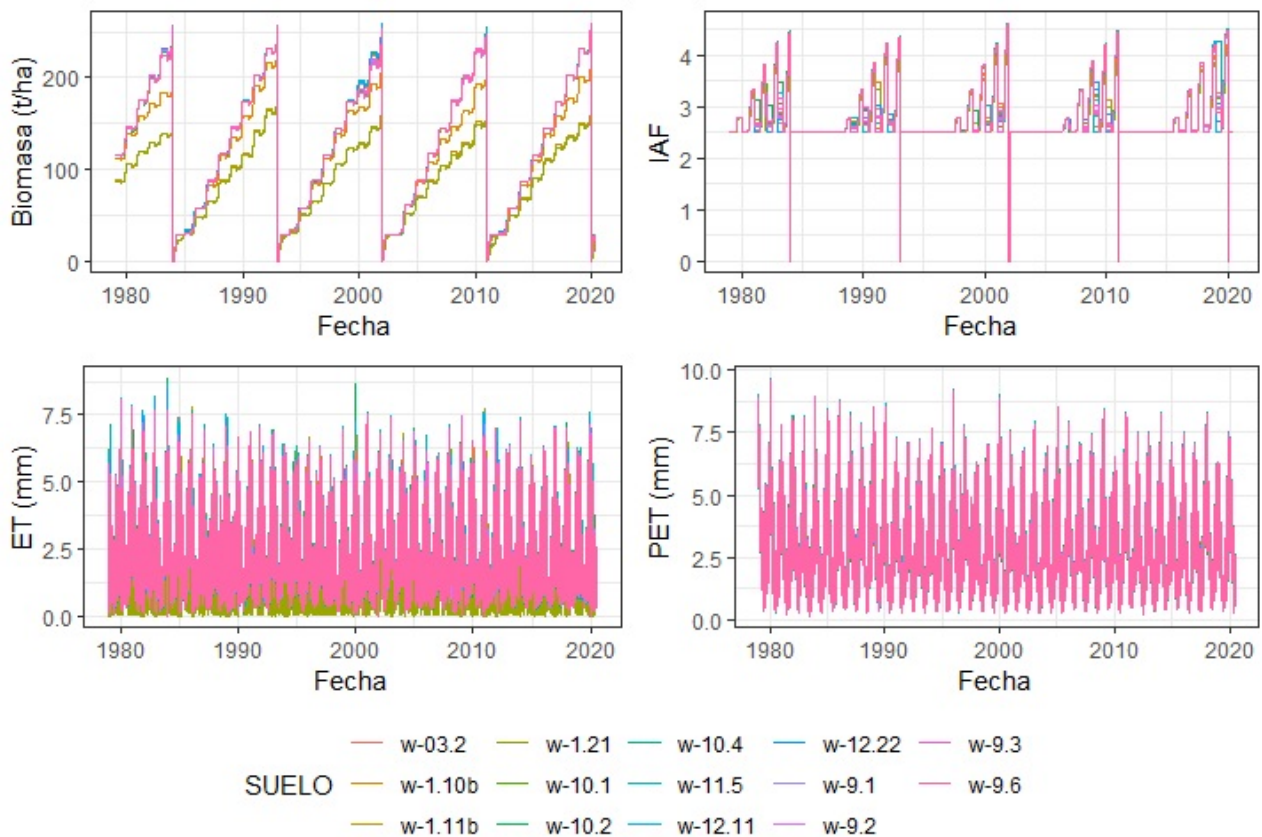


Figura 5.2.3: Valores de biomasa, IAF, ET y PT diferenciados por clase de suelo, de la simulación en SWAT de los ciclos de crecimiento forestales.

Evapotranspiración Real (ETR): La simulación de esta variable generada en SWAT tanto para las macrocuencas como para las microcuencas, se contrastó con la información satelital observada obtenida de los productos MODIS mediante Google Earth Engine. La comparación visual se muestra en la Figura 5.2.4 donde se tomaron polígonos correspondientes a los usos pastura (GRAS), cultivos (AGRI) y plantaciones forestales (EUCA) cuyo valor medio de ETR correspondiente a MODIS se consideró representativo de unidades HRU del modelo asociadas a esos usos. Se observa en la Figura 5.2.4 que la ETR tanto en pastura (GRAS) como plantación forestal (EUCA) simulada por SWAT se encuentra sobrestimada por MODIS en aproximadamente 85% y 70% respectivamente, mientras que la de la agricultura (AGRI) se encuentra por el contrario subestimada en 27%, notándose además que la ETR de EUCA es menor que la de AGRI lo cual resulta incluso contraintuitivo. Teniendo en cuenta que la bibliografía reporta que la subestimación por MODIS es la situación más frecuente, se trabajó sobre los parámetros relativos a esta variable en particular en el uso EUCA, para el cual se contaba con mediciones in-situ del parámetro GSI (conductancia estomática [$m.s^{-1}$]) realizadas en la microcuenca DTf, como se reporta en el Sección 3.5. Sin embargo no se lograron aumentos significativos de la ETR simulada en el modelo con la variación del parámetros GSI, incluso a valores fuera del rango que se discute en el Sección 3.5.

Si bien SWAT estima la interceptación del dosel forestal, la revisión del cálculo que se plantea en Neitsch et al. 2011, muestra que solo se activa esta cálculo cuando se calcula la infiltración mediante el método de Green & Ampt para lo cual es necesario trabajar con datos subsidiarios de precipitación

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

lo cual no se abordó en este trabajo. Al utilizar el método del número de curva, la intercepción queda comprendida dentro de la fracción de abstracciones estimadas por el método, lo cual lleva a una importante subestimación. De todas formas y como plantea Leta et al. 2013, el cálculo considerando el parámetro CANMX está fuertemente subestimado especialmente para cultivos forestales. Ya que no se permite que la ET total, es decir la suma de la transpiración, la evaporación desde el suelo, hojarasca y mantillo y la intercepción superen el valor de ETP calculado por SWAT para Penman-Monteith, que como se ve en la Figura 5.2.5.

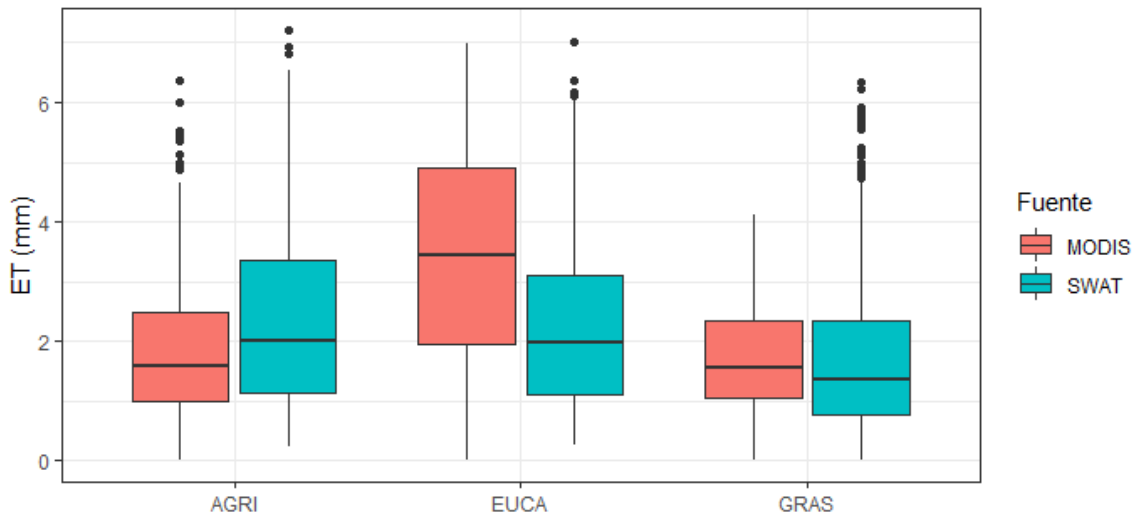


Figura 5.2.4: Comparación de ETR entre simulación SWAT e información satelital (MODIS) para el período 2002-2019.

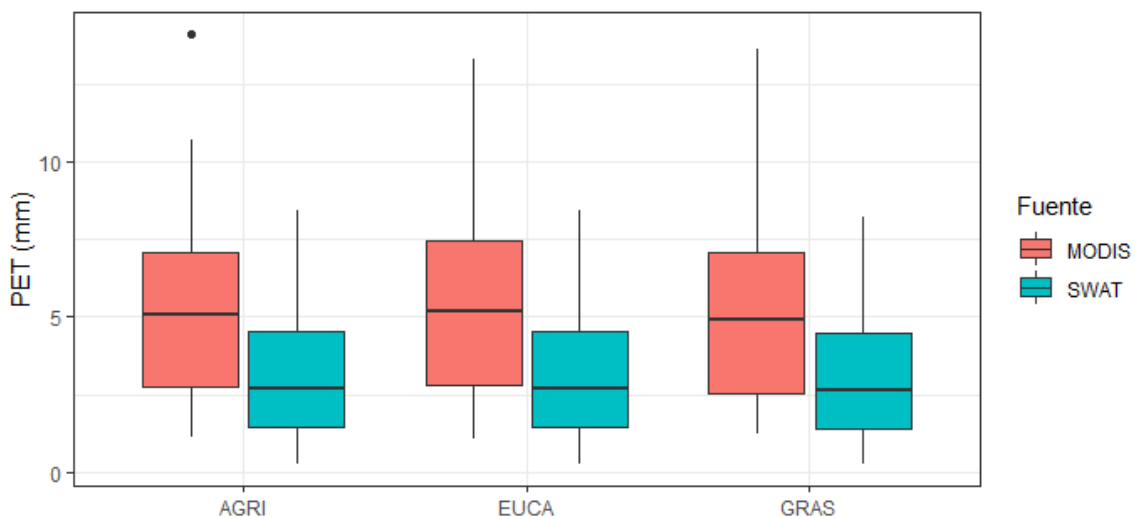


Figura 5.2.5: Comparación de ETP entre simulación SWAT e información satelital (MODIS) para el período 2002-2019.

5.3. Calibración y validación

El ajuste del modelo fue realizado mediante la interfaz SWAT-CUP. Dicha interfaz permite ajustar un set de parámetros seleccionados de forma semi-automática aplicando varias rutinas de optimización. En este trabajo se utilizó la rutina SUFI-2: Sequential Uncertainty Fitting ver. 2 (Abbaspour et al. 2004, Abbaspour et al. 2007), que se fundamenta en un marco bayesiano y determina la incertidumbre a través de aproximaciones secuenciales.

En el proceso de calibración de las microcuencas se consideraron los mismos períodos temporales para calibración y validación y se siguió la misma secuencia que para el modelo HBV, ajustando primero los parámetros en las microcuencas de pasturas y luego incorporando los resultados en las cuencas forestadas se calibraron los parámetros correspondientes a la cobertura forestal. El modelo SWAT fue implementado para todas las cuencas y en base a la información disponible con paso temporal diario, si bien actualmente el modelo cuenta con la opción de trabajar un paso temporal subdiario esta implementación no sería escalable a las macrocuencas ya que no se cuenta con información histórica de precipitación subdiaria a nivel país con buena representación espacial.

En las macrocuencas AG, QA y QG, se realiza la modelación en dos etapas, cuyas ventanas temporales de cada etapa se describen en la Figura 5.3.1.

1. Calibración de cada cuenca para una ventana temporal previa al año 2000, cuando el área forestada en ambas cuencas es mínima y se realiza el ajuste de los parámetros correspondientes a los usos de suelo GRAS y AGRI.
2. Calibración y validación de cada cuenca en una ventana temporal posterior al año 2012, cuando aumenta significativamente el área forestada. En esta etapa se ajustan los parámetros correspondientes al uso del suelo EUCA, dejando invariantes los parámetros obtenidos en la etapa 1.

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

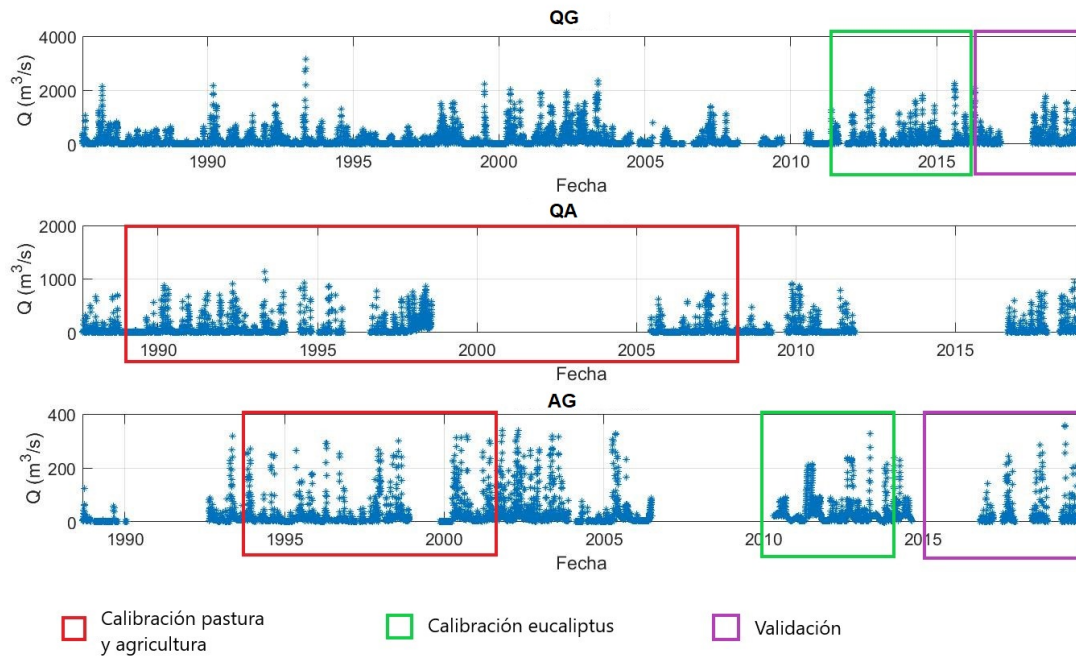


Figura 5.3.1: Series de caudales observados y períodos de calibración y validación seleccionados para QG y AG.

Tabla 5.3.1: Períodos seleccionados para la calibración y validación en las macrocuencas.

	AG	QA	QG
Calibración pastura y agricultura	1994-2002	1988-2008	
Calibración Eucaliptus	2010-2014		2012-2016
Validación	2016-2019		2017-2019

Los parámetros que se calibran en cada período son los que tienen que ver con la vegetación dominante del período (Manning superficial, número de curva). En el caso particular del número de curva, se utilizó un parámetro para variarlo a medida que se van forestando las distintas zonas. Dado que no fue posible calibrar este parámetro en SWAT-CUP, durante el segundo período se calibró el NC correspondiente a forestación en las zonas que ya estaban completamente forestadas. Este NC de forestación así calibrado se implementó luego en SWAT, de forma de simular la evolución temporal en la plantación, con lo que se obtuvieron estadísticos mejores a los de la calibración inicial.

5.3.1. Análisis de sensibilidad

La sensibilidad de los parámetros se determina mediante el análisis de sensibilidad global. El cual se establece después de una serie de simulaciones, aplicando un sistema de regresión múltiple.

Para identificar la sensibilidad relativa de cada parámetro, el programa aplica el test t de Student. El grado de sensibilidad lo estima a partir de la media de las variaciones de la función objetivo. Estas variaciones son resultado del cambio sufrido por cada parámetro cuando todos los parámetros cambian simultáneamente. Por lo tanto, el test t Student aporta una sensibilidad relativa basada en aproximaciones lineales, de manera que sólo se obtiene información parcial sobre la sensibilidad de la

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

función objetivo hacia los parámetros. Además, la sensibilidad relativa de los diferentes parámetros, como se indica con el test t Student, depende del espacio de muestreo de los parámetros. Por lo tanto, el rango de parámetros sensibles puede ir cambiando en cada iteración.

En las Tablas 5.3.2 y 5.3.3 se muestran los valores de t-Stat (medida del grado de sensibilidad) y del p-valor (significancia de la sensibilidad, considerando los valores cercanos a cero más significativos), así como el ranking de sensibilidad global de los parámetros seleccionados para la calibración diaria de las microcuencas forestadas y las macrocuencas AG y QG.

Tabla 5.3.2: Análisis de sensibilidad del modelo SWAT para las microcuencas.

Parámetro	DTf			NEf		
	t-Stat	p-valor	Ranking	t-Stat	p-valor	Ranking
CN2.mgt (PASTURA)	-54.4	0	1	-22.64	0.00	1
CN2.mgt (EUCALIPTUS)	-28.2	0	2	-0.24	0.81	17
SOL_AWC(..).sol	25.1	0	3	2.46	0.01	3
GWQMN.gw	11.6	0	4	-1.53	0.13	9
ESCO.hru (PASTURA)	-5.8	0	5	-3.97	0.00	2
GW_REVAP.gw	5.1	0	6	-0.23	0.82	18
CH_N2.rte	3.1	0.002	7	1.06	0.29	15
OV_N.hru (EUCALIPTUS)	2.8	0.005	8	1.44	0.15	10
OV_N.hru (PASTURA)	2.6	0.009	9	1.25	0.21	13
ESCO.hru (EUCALIPTUS)	-1.8	0.07	10	-3.97	0.00	2
GW_DELAY.gw	1.55	0.12	11	-1.30	0.19	12
EPCO.hru (EUCALIPTUS)	1.4	0.16	12	2.29	0.02	4
EPCO.hru (PASTURA)	-0.9	0.34	13	2.29	0.02	4
ALPHA_BF.gw	0.7	0.50	14	-1.76	0.08	7
REVAPMN.gw	-0.5	0.60	15	-0.20	0.84	19
SURLAG.bsn	-0.46	0.64	16	0.33	0.74	16

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

Tabla 5.3.3: Análisis de sensibilidad del modelo SWAT para las macrocuencas.

Parámetro	AG			QG		
	t-Stat	p-valor	Ranking	t-Stat	p-valor	Ranking
CN2.mgt (PASTURA)	-4.58	0.01	1	-22.64	0.00	1
CN2.mgt (AGRICULTURA)	-3.30	0.02	2	1.33	0.18	11
ALPHA_BF.gw	3.13	0.03	3	-1.76	0.08	7
OV_N.hru (PASTURA)	2.62	0.05	4	1.25	0.21	13
ESCO.hru	1.77	0.14	5	-3.97	0.00	2
OV_N.hru (AGRICULTURA)	1.76	0.14	6	1.99	0.05	6
GW_DELAY.gw	1.71	0.15	7	-1.30	0.19	12
CH_K2.rte	1.28	0.26	8	-1.13	0.26	14
EPCO.hru	1.17	0.29	9	2.29	0.02	4
CN2.mgt (EUCALIPTUS)	1.04	0.35	10	-0.24	0.81	17
GW_REVAP.gw	0.79	0.47	11	-0.23	0.82	18
OV_N.hru (MONTE)	0.60	0.57	12	-1.72	0.09	8
SOL_AWC(..).sol	-0.29	0.78	13	2.46	0.01	3
OV_N.hru (EUCALIPTUS)	-0.19	0.85	14	1.44	0.15	10
SURLAG.bsn	-0.19	0.86	15	0.33	0.74	16
GWQMN.gw	-0.18	0.86	16	-1.53	0.13	9
CH_N2.rte	0.18	0.86	17	1.06	0.29	15
CN2.mgt (MONTE)	0.12	0.91	18	-2.07	0.04	5
REVAPMN.gw	0.08	0.94	19	-0.20	0.84	19

- CH.K2.rte: Conductividad hidráulica efectiva en el canal principal
- CN2.mgt: Número de curva del SCS
- ALPHA_BF.gw: Factor alfa del flujo base (días)
- CH_N2.rte: Número de Manning para el canal principal
- OV_N.hru: Número de Manning para flujo superficial
- GWQMN.gw: Umbral de profundidad de agua en el acuífero superficial requerida para que ocurra flujo de retorno (mm)
- REVAPMN.gw: Umbral de profundidad de agua en el acuífero superficial requerida para que ocurra “revap” (mm)
- GW_REVAP.gw: Coeficiente de “revap” del agua subterránea.
- GW_DELAY.gw: Tiempo de retardo de flujo subterráneo.
- EPCO.hru: Factor de compensación de toma de agua por parte de cultivos.

- ESCO.hru: Factor de compensación de evaporación de agua en el suelo.
- SURGLA.rte: Coeficiente de retardo del flujo superficial.
- SOL_AWC: Agua Disponible del suelo.

El número de la curva (CN2) como era esperable resulta el más sensible en todos los casos, ya que es el que controla la partición de la lluvia en escorrentía superficial y subsuperficial y es una función de las condiciones antecedentes de humedad, la permeabilidad y la cobertura. Los parámetros relacionados con el contenido de agua en suelo también resultaron sensibles. El incremento del SOL_AWC permite más agua disponible para transpiración, mientras que la disminución de EPCO y ESCO permiten satisfacer más la demanda de agua de las plantas y la evaporación desde las capas más profundas del suelo (Neitsch et al. 2011). En el caso de las microcuencas con permanencia de flujo base (LCp y NEf) también resultaron relevantes los parámetros asociados a esta componente, principalmente GW_DELAY y ALPHA_BF. En las macrocuencas AG y QG se mantuvieron también los parámetros relativos al uso EUCA del cual se está representando una variación temporal y se eliminaron para la calibración los parámetros menos sensibles, en el caso de la cuenca AG: REVAPMN.gw y los parámetros asociados al monte nativo que ocupa una superficie muy baja de esta cuenca. Por el contrario en QG se mantuvieron los parámetros de monte nativo por ocupar una superficie significativa.

5.3.2. Resultados

Se presentan en las Tablas 5.3.4 y 5.3.5 los resultados de la calibración y validación en los dos pares de microcuencas y en las Tablas 5.3.6 los resultados para la calibración de las macrocuencas realizada en ambas etapas: 1- campo natural (PRE); 2- plantación forestal (POS). En todas las tablas se resumen los indicadores del ajuste logrado, así como los valores del conjunto de parámetros calibrados para cada caso. Finalmente en la Tabla 5.3.7 se observan los resultados del ajuste en el período de validación para ambas macrocuencas en condiciones de etapa 2.

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

Tabla 5.3.4: Resultados de la calibración en las microcuencas. r...: Cambio relativo (parámetro calibrado = parámetro original * (1 + valor calibrado)). v...: Reemplazo (parámetro calibrado = valor calibrado).

	LCp	DTf	NEp	NEf
Indicadores de ajuste				
KGE (función objetivo)	0.81	0.61	0.84	0.82
R2	0.80	0.65	0.72	0.68
NS	0.76	0.60	0.71	0.66
PBIAS	14.2	4.4	0.3	-6.2
VOL_FR	1.17	1.05	1.0	0.94
Parámetros calibrados				
v__CN2.mgt (GRASS)	68	60	82	82
v__CN2.mgt (EUCA)	–	41	–	59
v__ESCO.hru	0.76	0.13	0.068	0.15
v__EPCO.hru	0.56	0.8	0.7	0.87
v__SOL_AWC.sol	0.16	0.44	0.12	0.31
v__OV_N.hru	0.15	0.31	0.06	0.10
v__GW_DELAY.gw	330	301	178	135
v__CH_N2.rte	0.029	0.066	0.06	0.06
v__ALPHA_BF.gw	0.58	0.29	0.71	0.35
v__GWQMN.gw	300	7223	484	484

Tabla 5.3.5: Resultados de la validación en las microcuencas.

	LCp	DTf	DTf	NEp	NEf
Período	2014-2017	2013-2014	2013-2020	2019-2021	2019-2021
Indicadores de ajuste					
KGE (función objetivo)	0.83	0.62	0	0.17	0.27
R2	0.72	0.84	0.79	0.44	0.40
NS	0.70	0.63	0.35	0.29	0.34
PBIAS	7	0.3	-93	-25	-19
VOL_FR	1.08	1.0	0.52	0.80	0.84

Los indicadores en la calibración muestran un ajuste satisfactorio del modelo SWAT en las 4 microcuencas con paso diario de modelación. La validación resulta satisfactoria en LCp y en DTf si se considera el período 2013-2014 en el cual se daban las mismas condiciones que en la calibración. Si el período de validación se extiende hasta 2020 los indicadores muestran una muy fuerte sobrestimación de los datos observados lo cual puede justificarse dado el cambio en las características de la plantación de la segunda rotación que presenta mayor intercepción como se analizó en el Sección 3.2.1, en una etapa temprana de crecimiento y con mayor densidad de plantación que la primer rotación. Por otra parte la validación tampoco resulta aceptable en NEp y NEf ya que no se representa en forma adecuada ni la variabilidad de los caudales ni el volumen escurrido en este período el cual también está fuertemente sobrestimado por el modelo. Se manifiestan en estos resultados principalmente la dificultad del modelo SWAT para la representación de la intercepción por parte del dosel forestal ya que mientras que en la etapa de calibración la forestación se encontraba en una etapa de crecimiento inicial (1 a 7 años), en la etapa de validación la plantación se encontraba entre los 8 y los 10 años

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

de edad con un dosel completamente desarrollado y por lo tanto mayor capacidad de retención de la precipitación. Si bien los resultados obtenidos en las cuatro microcuencas, representan un avance considerable respecto al logrado en etapas más tempranas del programa de monitoreo, la diferencia de resultados entre los pares de cuencas concuerdan con la revisión de Gassman et al. 2007 que reporta ajustes no aceptables en cuencas menores a 40 ha.

Tabla 5.3.6: Resultados de la calibración en las macrocuencas para los períodos PRE y POS forestación. r...: Cambio relativo (parámetro calibrado = parámetro original * (1 + valor calibrado)). v...: Reemplazo (parámetro calibrado = valor calibrado).

	AG	QA	QG	AG	QG
	PRE	PRE	PRE	POS	POS
Período	1994-2002	1988-2008	1988-2008	2010-2014	2012-2016
Indicadores de ajuste					
KGE (Función Obj.)	0.79	0.52	0.65	0.72	0.67
R2	0.71	0.42	0.60	0.71	0.46
NS	0.71	0.42	0.60	0.67	0.39
PBIAS	-7.7	14.6	-2.8	-22	-2.2
VOL_FR	0.93	1.17	0.97	0.82	0.98
Parámetros calibrados					
r__CN2.mgt (GRASS)	0.16	-0.18	0.09	0.16	-0.10
r__CN2.mgt (AGRI)	-0.08	-0.18	0.09	-0.07	-0.10
r__CN2.mgt (EUCA)	—	—	—	-0.41	-0.19
v__OV_N.hru (GRASS)	0.41	0.33	0.33	0.16	0.13
v__OV_N.hru (AGRI)	0.24	0.33	0.33	0.26	0.13
v__OV_N.hru (EUCA)	—	—	—	0.48	0.32
v__ESCO.hru	0.28	0.51	0.51	0.25	0.43
v__EPCO.hru	0.97	0.25	0.25	0.94	0.63
r__SOL_AWC().sol	0.34	0.23	-0.05	0.70	0.09
v__GW_DELAY.gw	288	3	3	292	1
v__ALPHA_BF.gw	0.28	0.40	0.40	0.25	0.94
v__GW_REVAP.gw	0.11	0.09	0.09	0.19	0.05
v__SURLAG.bsn	22	8	8	13	9.5
v__CH_N2.rte	0.11	0.10	0.10	0.12	0.09
v__MSK_X.bsn	0.30	0.13	0.13	0.40	0.21
v__MSK_CO1.bsn	4.53	1.78	1.78	4.40	2.72
v__MSK_CO2.bsn	5.31	2.30	2.30	4.90	4.15
v__GWQMN.gw	4075	959	959	4138	4933
v__RCHRG_DP.gw	0.29	0.05	0.05	0.22	0.05
v__REVAPMN.gw	750	391	391	750	154

Se observa en la Tabla 5.3.6 que en el período PRE (etapa 1) el ajuste del modelo es aceptable en las cuencas AG y QG y no aceptable para la cuenca alta QA la cual evidencia problemas de calidad de datos durante todo el período de datos disponible. En la etapa 2 de calibración (POS forestación) se logran también ajustes aceptables en AG y QG. No obstante esto, la combinación de parámetros ajustada en ambas cuencas es dispar, se destaca en particular la variación del número de curva de

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

los distintos usos del suelo, tanto entre cuencas como entre períodos. La variación de los parámetros entre cuencas puede justificarse, en parte debido a la diferencia de tamaños entre ambas cuencas y también a la distribución espacial de los suelos. Mientras que la cuenca QG presenta en su mitad superior (cuenca QA) suelos que pertenecen al grupo hidrológico D, en la cuenca de AG se presenta mayor heterogeneidad en la distribución de suelos que cubren el rango B-D en clasificación de grupo hidrológico. Pero fundamentalmente la disparidad de los parámetros puede relacionarse directamente con la baja sensibilidad del modelo a la mayoría de éstos, en particular a los relacionados con el uso forestal durante el período POS forestación, como se aprecia en la Tabla 5.3.3.

Por último se observa que la validación realizada resulta en un ajuste satisfactorio en la cuenca de QG y no aceptable en la cuenca de AG (Tabla 5.3.7). Tanto en la calibración de la etapa 2 como en la validación se considera que la calidad de los datos observados en AG, particularmente durante el período 2014-2019, influye fuertemente en la dificultad de lograr un mejor ajuste.

Tabla 5.3.7: Resultados de la validación en período de forestación en AG y QG.

	AG	QG
Función Objetivo	KGE	KGE
Período	2016-2019	2017-2019
Indicadores de ajuste		
R2	0.69	0.46
NS	0.47	0.39
KGE	0.22	0.68
PBIAS	-75	-3
VOL_FR	0.57	0.97

Mediante la representación de las curvas de permanencia de caudal (CPC) de ambas cuencas, se puede observar el ajuste del caudal simulado por SWAT en relación al observado (Figura 5.3.2). En la cuenca AG se aprecia que el modelo sobrestima los caudales en todo el rango de ocurrencia para ambos períodos, en particular para los caudales medios y bajos (menores al Q_{10}) durante el período de validación lo cual es coherente con el valor de PBIAS estimado en ambos períodos. Por otro lado en la cuenca de QG los caudales bajos (menores al Q_{50}) quedan subestimados por el modelo en ambos períodos.

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA: IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

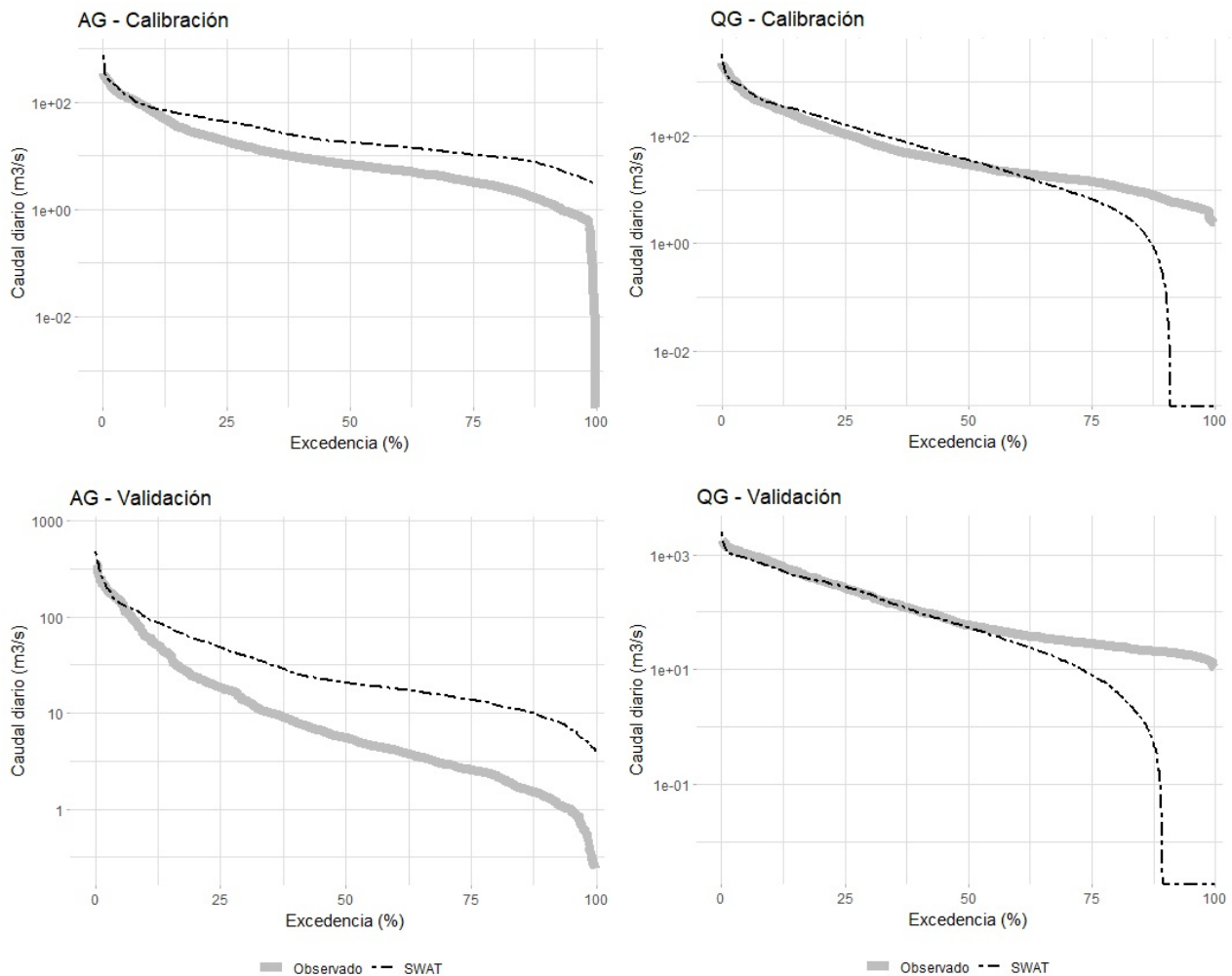


Figura 5.3.2: Curvas de permanencia de caudal observado y simulado para los períodos de calibración y validación en las macrocuencas AG y QG.

Se analizó por último el balance hídrico para todo el período simulado, comparando el modelo con uso de suelo en condiciones preforestación con el modelo con uso de suelo del 2018 (posforestación) (Tabla 5.3.8). Se constata la ineficacia del modelo en la simulación de la evapotranspiración real ya que la misma se mantiene prácticamente constante al aumentar la cobertura forestal y no representa el aumento de la componente de intercepción. La escorrentía superficial, disminuye en consonancia con el objetivo de la calibración y la recarga aumenta como era esperable para el adecuado cierre del balance hídrico. Como consecuencia del aumento de la recarga y de acuerdo a la formulación del modelo SWAT aumenta el caudal subterráneo que descarga al cauce, lo cual se contradice con los resultados obtenidos de los indicadores asociados observados en el Sección 3.2.

CAPÍTULO 5. MODELACIÓN HIDROLÓGICA Y BIOFÍSICA MULTIESCALA:
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO SWAT

Tabla 5.3.8: Comparación del Balance hídrico en la cuenca de AG para el período 1979-2019 en condiciones pre y pos forestación.

Componente	PRE forestación		POS forestación	
	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P
Precipitación	1341		1341	
Evapotranspiración real	765	57	766	57
Escurrentía superficial	393	29	362	27
Recarga al acuífero superior	178	13	207	15

Se evidencia la necesidad de continuar esta línea de trabajo de modelación, en primer lugar profundizando en la representación del modelo SWAT de una adecuada interceptación de la precipitación acorde a las características estructurales del cultivo forestal y del crecimiento del mismo. También se identifica la necesidad de intercambio con el operador de la red hidrométrica (DINAGUA) que permita establecer causas para lo que se observa como calidad dudosa de la información registrada particularmente en las estaciones AG y AP. En segundo lugar será necesario avanzar en la evaluación de efectos de otros usos, en particular de la agricultura de la zona, que se superponen a la forestación en estas cuencas y generan una combinación de efectos que no ha resultado posible desacoplar sin gran incertidumbre. Finalmente y con los insumos anteriores se podrá avanzar en establecer conexiones entre los valores calibrados de los parámetros de ambas cuencas, para lograr una combinación de parámetros ajustados con fuerte vínculo a las características comunes de las cuencas.

Con el modelo calibrado y validado de esta forma, se simulan los escenarios que se detallan en el Capítulo 7.

Bibliografía

- Abbaspour, K. C., C. A. Johnson y M. Th. van Genuchten (2004). «Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure». En: *Vadose Zone Journal* 3.4, págs. 1340-1352. ISSN: 1539-1663. DOI: 10.2113/3.4.1340.
- Abbaspour, Karim C. et al. (2007). «Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT». En: *Journal of Hydrology* 333.2-4, págs. 413-430. ISSN: 00221694. DOI: 10.1016/j.jhydro.2006.09.014.
- Arnold, Jeffrey G et al. (1998). «Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1». En: *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34.1, págs. 73-89.
- Forrester, David I. et al. (2013). «Effect of thinning, pruning and nitrogen fertiliser application on light interception and light-use efficiency in a young Eucalyptus nitens plantation». En: *Forest Ecology and Management* 288, págs. 21-30. ISSN: 03781127. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.024. URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.024>.
- Gassman, Philip W et al. (2007). «The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions». En: *Transactions of the ASABE* 50.4, págs. 1211-1250.
- INIA-IRI (2020). «Uso del modelo SWAT para planificar la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Santa Lucía, Uruguay. Proyecto piloto, subcuenca río Santa Lucía». En:
- Kozak, J.A. et al. (2007). «Modelling crop canopy and residue rainfall interception effects on soil hydrological components for semi-arid agriculture.» En: *Hydrological Processes* 21, págs. 229-241.
- Leta, Olkeba Tolessa et al. (2013). «Evaluating the simulation of evapotranspiration and groundwater-surface water interaction using SWAT: the river Zenne (Belgium) case study». En: *SWAT conference*.
- MGAP (2018). «Mapa integrado de cobertura/uso de suelo (acceso 29 junio de 2020).» En: URL: [%7Bhttps://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/mapa-integrado-coberturauso-del-suelo-del-uruguay-ano-2018%D](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/mapa-integrado-coberturauso-del-suelo-del-uruguay-ano-2018%D).
- Neitsch, Susan L et al. (2011). *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Inf. téc. Texas Water Resources Institute.
- Queiroz, Túlio Barroso et al. (2020). «Temperature thresholds for Eucalyptus genotypes growth across tropical and subtropical ranges in South America». En: *Forest Ecology and Management* 472.May, pág. 118248. ISSN: 03781127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118248. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118248>.
- Yuestas, David (2014). «Using field measured parameters with the SWAT hydrological model to quantify runoff at the sub-watershed level. Thesis for graduate program in geography, York University, Toronto.» En:

Capítulo 6

Estimación de la disponibilidad hídrica considerando la intercepción forestal: Témez+Gash

6.1. Introducción

Conocer la disponibilidad del recurso hídrico es uno de los factores clave para su gestión. Con el objetivo de guiar técnicamente la evaluación de la disponibilidad hídrica en cuencas no aforadas del Uruguay, se dispone del “Manual de diseño y construcción de pequeñas presas” desarrollado por DINAGUA y el IMFIA (DINAGUA-IMFIA 2011). Dicho Manual recomienda la aplicación del modelo de escurrimiento mensual de Témez (1977) para el cálculo del balance hídrico en la cuenca de aporte a los embalses, cuando éstas no son aforadas o cuentan con un registro de información insuficiente. El modelo ha sido calibrado a partir de 12 cuencas aforadas por la DINAGUA, regionalizando sus parámetros, para poder disponer de una relación precipitación escurrimiento en cualquier cuenca del país (DINAGUA-IMFIA 2011).

Este modelo con valores regionales de sus parámetros se considera válido para simular series de escorrentía en cuencas bajo cobertura de campo natural, ya que esta fue la condición original de calibración y regionalización (situación anterior al año 2000 en las cuencas calibradas). Cuando las plantaciones forestales cubren un porcentaje de la superficie de la cuenca significativo (mayor al 10%), dichas condiciones de validación ya no se mantienen y se entiende necesario incorporar en la modelación el efecto de la intercepción de la precipitación por parte del dosel forestal. Esta incorporación se hace mediante el modelo de Gash, calibrado para las condiciones de las plantaciones de Eucalyptus monitoreadas en el marco de este Proyecto.

6.2. Metodología

6.2.1. Modelos originales

El modelo de Témez (Témez 1977) es un modelo de balance hídrico agregado, que permite estimar la escorrentía mensual generada en una cuenca a partir de la lluvia, el almacenamiento en el suelo y la evapotranspiración potencial. La estructura del modelo considera dos capas de suelo, una superior no saturada y una inferior saturada. Estas dos capas se pueden considerar como reservorios que generan respectivamente un flujo superficial rápido y otro lento. Del agua que precipita (P), una parte (T) se drena directamente al canal, mientras que el resto de esta agua ($P-T$) se almacena en la primera capa de suelo. La evapotranspiración real (ETR) se genera en esta capa del suelo. Del exceso (T), una parte se drena y sale por el canal como escorrentía superficial (A_{sup}) y el resto ingresa a un almacenamiento subterráneo (V) a través del cual el agua se transfiere de un mes a otro. La descarga del almacenamiento subterráneo (A_{sub}) y la escorrentía superficial (A_{sup}) generan la escorrentía total (AT). En la Figura 6.2.1 se muestra un esquema del modelo.

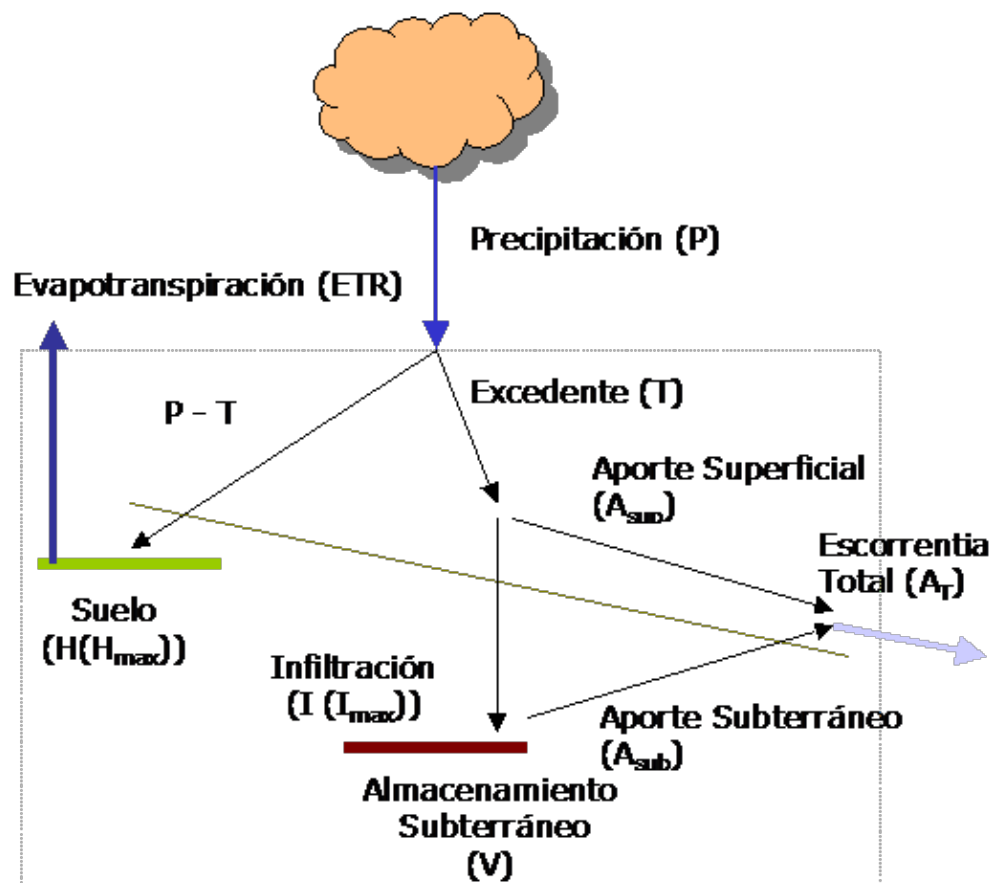


Figura 6.2.1: Esquema del modelo de Teméz, tomada de DINAGUA-IMFIA (2011).

Gash 1979 construye un modelo analítico que combina los fundamentos físicos del modelo de Rutter y la simplicidad de las ecuaciones de regresión. El modelo requiere de la estimación previa de los parámetros estructurales del bosque: p , p_f , S , S_f . Los valores de los parámetros relacionados al escurrimiento fustal, S_f y p_f se estiman a partir de la regresión lineal entre precipitación fustal y precipitación incidente. Mientras que los parámetros de almacenamiento del dosel (S) y coeficiente de atravesamiento libre (p_d) se estiman mediante la relación entre la precipitación directa y la precipitación total incidente para los eventos diarios y según Leyton 1967. En el Apéndice F se detalla la metodología utilizada para ambos modelos presentados anteriormente.

6.2.2. Modelo acoplado

Se propone implementar entonces para cuencas forestadas el modelo de Témez en forma ponderada, asumiendo que la escorrentía en una cuenca es la suma de la escorrentía proveniente de la zona de campo natural y la escorrentía de la zona forestada, afectando en forma lineal cada componente de acuerdo a las respectivas áreas de uso de suelo. La simulación de escorrentía mantiene la forma original del modelo de Témez para la primera fracción, mientras que para la zona bajo forestación se considera que la precipitación que alcanza el suelo es la precipitación neta, es decir descontando la intercepción del dosel, estimada por el modelo de Gash. Esa precipitación es la variable de entrada al modelo de Témez en zona forestada.

6.3. Resultados

6.3.1. Modelo de Gash

En relación al cálculo de las tasas promedio de precipitación y evaporación, se utilizaron los de la parcela experimental de DTf, debido a que es la que presenta mayor longitud de registros (2006-2021). Se encontró que la duración media de los eventos es de 4.5 h, siendo el máximo de 19 h mientras que la precipitación fustal raramente excede el 5% de la precipitación total incidente, ambas características coinciden con lo testeado por Lloyd et al. 1988 y hacen viable la utilización de tasas medias de precipitación y evaporación para todo el período, haciendo viable la transformación del modelo de Gash y por tanto del modelo acoplado a paso diario. Para la generalización de la tasa de evaporación promedio se comparó el valor de evapotranspiración potencial horaria calculado por Penman Monteith en la microcuenca DTf, con la tasa promedio de evaporación por hora en el mes correspondiente de acuerdo al mapa de ETP (DINAGUA-IMFIA 2011). De la correlación entre ambas series surge un factor de corrección de 0.7. Por su parte para para la tasa de precipitación promedio, se consideró la cantidad total de precipitación del mes dividida por los días lluviosos, de la correlación entre esta serie y la serie de tasa horaria observada surgió un factor de correlación de 3.6. Este factor está muy cerca de la duración promedio de los eventos registrados que fue de 4.5 horas.

Los parámetros estructurales para la implementación del modelo de Gash son los que surgen de las relaciones entre las componentes de la redistribución (precipitación directa y fustal) con la precipitación total incidente, en cada una de las parcelas experimentales, las que se resumen en la Tabla 6.3.1. Con la generalización y los parámetros estructurales, se implementó el modelo de Gash en cada parcela, obteniendo los resultados de ajuste de la Tabla 6.3.1. En la Figura 6.3.1 se observa el ajuste del modelo de Gash a los datos observados de cada parcela y también de la aproximación logarítmica de la serie de intercepción observada (ver Sección 3.2), el cual si bien tiene también un ajuste aceptable, no presenta una base física que sí lo hace el modelo elegido.

Tabla 6.3.1: Parámetros estructurales del dosel para las tres parcelas experimentales.

Parcela	Parámetros estructurales				Indicadores de ajuste del modelo de Gash		Indicadores de ajuste del modelo Log	
	S	P_d	S_f	P_f	R^2	PBIAS	R^2	PBIAS
DTf (1 ^{er} ciclo)	0.5	0.26	0.05	0.10	0.82	-7	0.82	-7
DTf (2 ^{do} ciclo)	0.95	0.33	0.04	0.12	0.55	17	0.84	22
NEf	2.5	0.44	0.05	0.09	0.55	33	0.95	15
AGf	2.2	0.30	0.02	0.11	0.86	10	0.89	2.6

CAPÍTULO 6. ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA CONSIDERANDO LA INTERCEPCIÓN FORESTAL: TÉMEZ+GASH

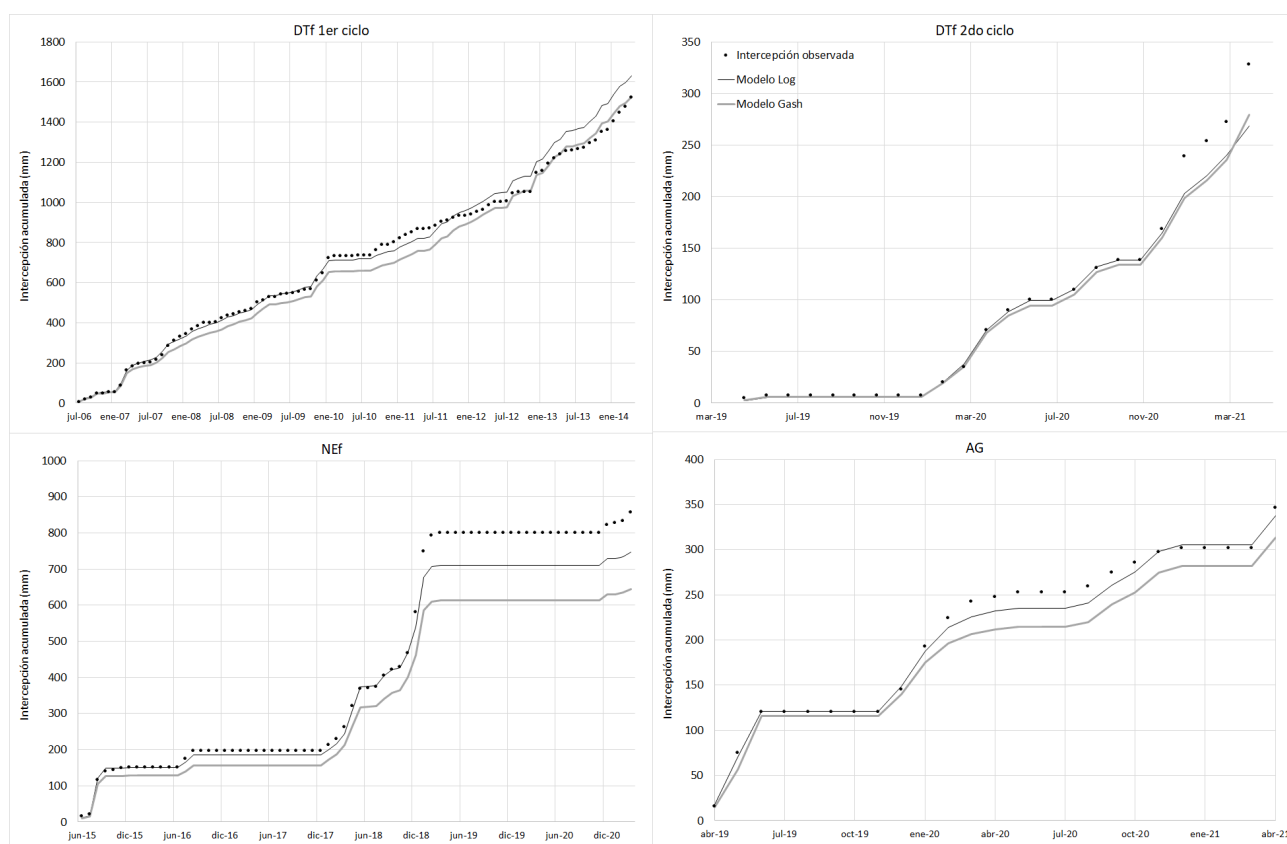


Figura 6.3.1: Ajuste de la intercepción observada a la modelada por Gash en su generalización diaria para las parcelas de redistribución.

6.3.2. Modelo acoplado

El modelo programado en código MatLab fue implementado en las microcuencas experimentales DTf y NEf, considerando en cada una los parámetros estructurales del dosel determinados en sus propias parcelas. Para la evaluación del modelo acoplado se comparan los indicadores de ajuste entre las series disponibles de escurrimiento mensual observadas y simuladas según el modelo de Témez original y según el modelo acoplado los resultados se presentan en la Tabla 6.3.2.

Tabla 6.3.2: Indicadores de ajuste de las series simuladas de escurrimiento en microcuencas.

Microcuenca	Témez			Témez & Gash		
	NSE	PBIAS	R ²	NSE	PBIAS	R ²
DTf (1 ^{er} ciclo)	0.69	-21	0.87	0.76	2	0.88
DTf (2 ^{do} ciclo)	0.66	-40	0.93	0.86	-9	0.94
NEf	0.69	-41	0.90	0.81	-11	0.90

El modelo también se implementó en las macrocuencas seleccionadas en este trabajo, utilizando valores para los parámetros estructurales dentro del rango de los obtenidos en las microcuencas, como forma de representar el gradiente de edad, densidad y tipologías de plantación en esas cuencas. Se observa que en todos los casos los valores de los parámetros que ajustaron mejor a los datos observados fueron

CAPÍTULO 6. ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA CONSIDERANDO LA INTERCEPCIÓN FORESTAL: TÉMEZ+GASH

los máximos, a menos de la macrocuenca de CU, la cual presentó mejor ajuste con los valores mínimos de intercepción.

Para la evaluación del modelo acoplado en las macrocuencas, se comparan los indicadores de ajuste entre las series disponibles de escurrimiento mensual observadas y simuladas según:

1. El modelo original de Témez para el período pre-forestación.
2. El modelo original de Témez para el período pos-forestación.
3. El modelo acoplado Témez & Gash para el período pos-forestación.

Tabla 6.3.3: Indicadores de ajuste de las series simuladas de escurrimiento en macrocuencas.

Cuenca	Témez (1975-1999)			Témez (2000-2020)			Témez & Gash (2000-2020)		
	R ²	NSE	PBIAS	R ²	PBIAS	NSE	R ²	PBIAS	NSE
CU	0.80	0.62	12	0.90	0.79	-10	0.90	0.81	6
MD	0.87	0.75	-3	0.88	0.74	-18	0.88	0.77	-8
BO	0.80	0.62	16	0.86	0.72	-16	0.86	0.74	-1
TC	0.85	0.72	0	0.87	0.75	-13	0.87	0.76	-3
DE	0.83	0.34	-35	0.90	0.39	-43	0.90	0.54	-33
AG	0.86	0.50	-49	0.78	-0.15	-61	0.78	0	-51
CE	0.82	0.67	-3	0.92	0.83	-13	0.92	0.83	-7
FM	0.85	0.71	-15	0.87	0.68	-23	0.87	0.70	-18
QG	0.82	0.63	-27	0.78	0.60	-11	0.78	0.61	-7
BE	0.67	0.44	-13	0.83	0.68	-16	0.83	0.68	-11

Para el período pre-forestación (1975-1999), el modelo original de Temez presenta un muy buen ajuste en las cuencas MD y TC, y un ajuste satisfactorio en CU, BO, CE, FM y QG. Mientras que el ajuste no es aceptable para DE, AG y BE. En el período posforestación (2000-2020) el ajuste mejora en general en términos del indicador NSE es decir que la variabilidad de las observaciones está mejor representada (a menos de FM y QG), pero disminuye el PBIAS, mostrando que la simulación de Témez sobrestima los valores observados en todos los casos.

Al acoplar el modelo de intercepción de Gash para el segundo período, el ajuste mejora considerablemente en el indicador PBIAS y se mantiene o mejora levemente en el NSE. De esta forma se logra un muy buen ajuste para las cuencas de CU, MD, BO, TC y CE, mientras que el ajuste es apenas aceptable para FM, QG y BE. El modelo sigue sin representar adecuadamente las series observadas en DE y AG.

Se propone entonces este modelo acoplado como adecuado para la simulación de escenarios de aumento de la superficie forestada en las cinco macrocuencas de trabajo que presentaron un muy buen ajuste: CU, MD, BO, TC y CE.

CAPÍTULO 6. ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA CONSIDERANDO LA INTERCEPCIÓN FORESTAL: TÉMEZ+GASH

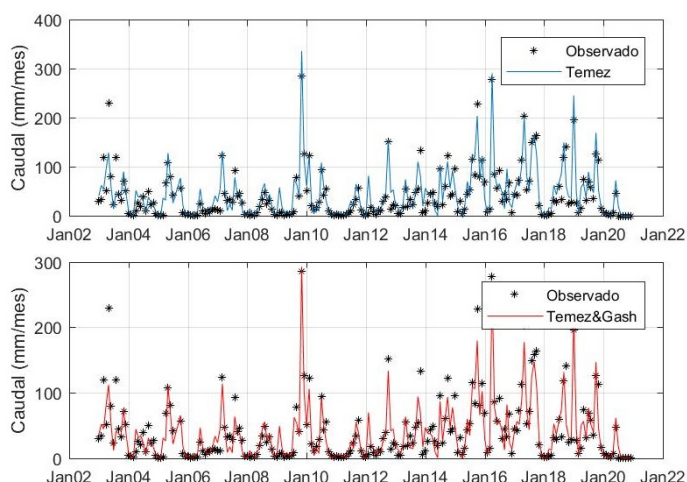


Figura 6.3.2: Q_{obs} vs Q_{sim} - CU.

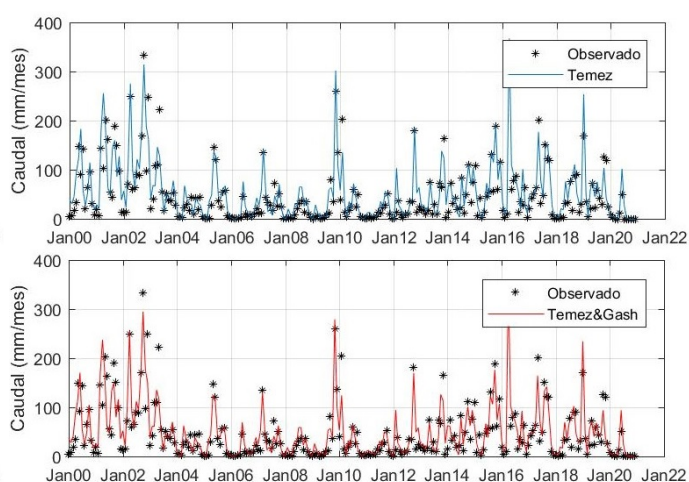


Figura 6.3.3: Q_{obs} vs Q_{sim} - MD.

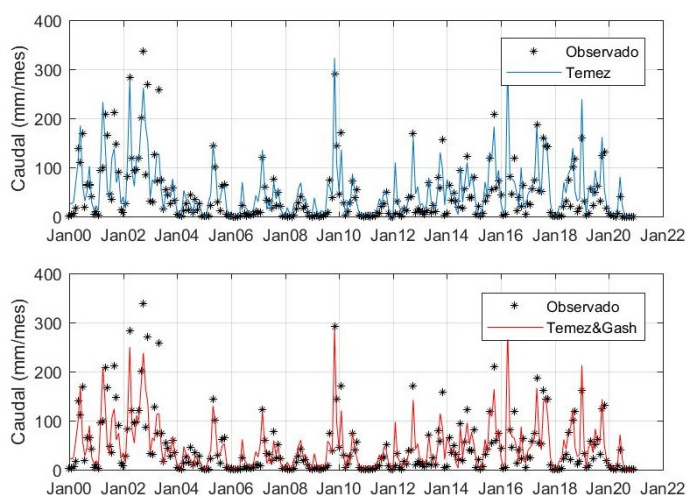


Figura 6.3.4: Q_{obs} vs Q_{sim} - BO.

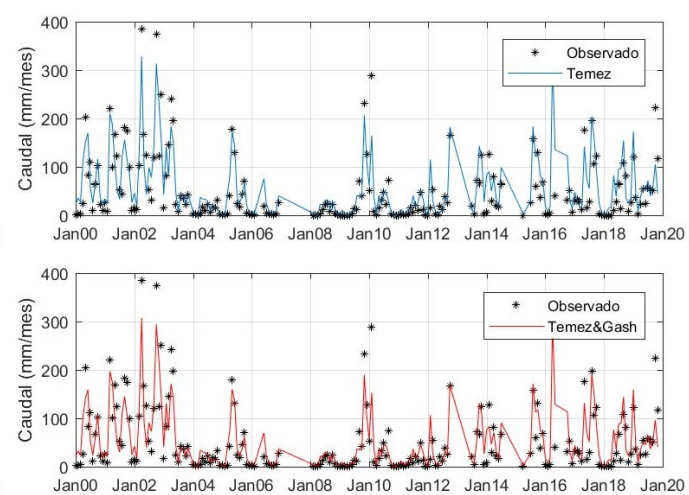


Figura 6.3.5: Q_{obs} vs Q_{sim} - TC.

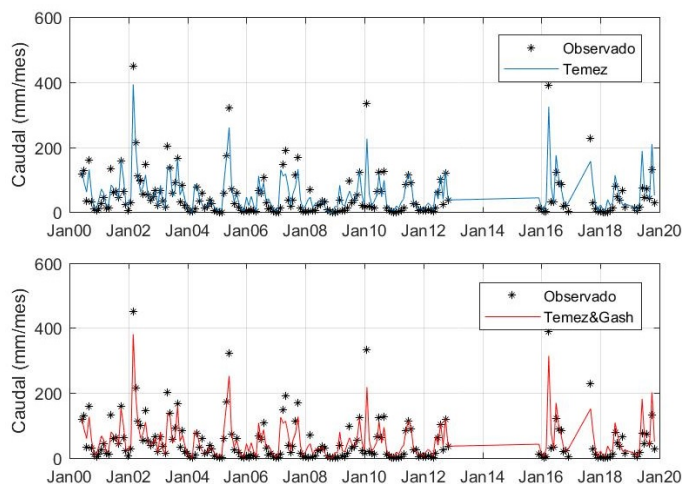


Figura 6.3.6: Q_{obs} vs Q_{sim} - Ce

6.4. Conclusiones

Es posible ajustar satisfactoriamente un modelo mensual, que resulte útil a los efectos de la gestión del recurso hídrico, en base a los modelos de Témez y Gash, según indican los resultados de las simulaciones en las microcuencas forestadas. Dicho modelo acoplado representa con un muy buen ajuste los volúmenes escurridos a nivel mensual en base a la precipitación incidente en la cuenca, la evapotranspiración potencial de la zona y la modelación de intercepción. Los resultados muestran además en todos los casos una mejora del ajuste entre las series de escurrimiento observadas y simuladas al acoplar la modelación de la intercepción al modelo de generación de escurrimiento. Sin embargo los resultados obtenidos están sujetos a las limitaciones que imponen los datos analizados, tanto por el nivel de datos faltantes que en 4 de las cuencas supera el 20 %, como por la calidad de los mismos que para los caudales extremos tanto mínimos como máximos suele presentar errores altos en su determinación, lo cual genera incertidumbre sobre los resultados alcanzados. También se observa que el modelo hidrológico utilizado, si bien está regionalizado para todo el Uruguay, no tuvo un ajuste aceptable para las cuencas Don Esteban, Bequeló y Arroyo Grande, lo cual relativiza los resultados alcanzados en estas y plantea la incertidumbre sobre las tendencias vistas en estas cuencas en particular.

En relación a la componente de intercepción del modelo acoplado, es necesario conocer los parámetros estructurales del dosel forestal, y las tasas medias de evaporación y precipitación horarias, en base a la información meteorológica monitoreada con alta frecuencia. En el caso de las microcuencas, la componente de intercepción está ajustada a las características particulares de la plantación, que además es homogénea en toda la unidad. Mientras que en el caso de las macrocuencas se simuló una situación media utilizando parámetros dentro del rango determinado en las parcelas experimentales, como forma de representar el mosaico de condiciones que conviven en cuencas de esas dimensiones ($>1\,000\text{ km}^2$). Esta hipótesis sin duda es una limitante para su aplicación en otros sitios, donde las características estructurales del dosel difieran de las estimadas en esta implementación. Es decir, diferentes especies, densidades de plantación, montes de rebrote o incluso monte nativo.

Futuras investigaciones deberían seguir ahondando en tres ejes: i) relacionar los parámetros del modelo de intercepción a parámetros más fácilmente medibles, como el índice de área foliar; ii) incorporar la variación de la superficie forestada en el tiempo y iii) ajustar los parámetros estructurales del dosel forestal para otras especies, edades y densidades de plantación.

Bibliografía

- DINAGUA-IMFIA (2011). *Manual de diseño y construcción de pequeñas presas*. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.
- Gash, JHC (1979). «An analytical model of rainfall interception by forests». En: *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105.443, págs. 43-55.
- Leyton, Lua (1967). «Rainfall interception in forest and moorland». En: *International symposium on forest hydrology*. Pergamon, págs. 163-178.
- Lloyd, Colin R, John HC Gash, William James Shuttleworth et al. (1988). «The measurement and modelling of rainfall interception by Amazonian rain forest». En: *Agricultural and Forest Meteorology* 43.3-4, págs. 277-294.
- Témez, J.R. (1977). «Modelo Matemático de transformación “precipitación- escorrentía”». En: *Asociación de Investigación Industrial Eléctrica. ASINEL. Madrid. 39pp.*

Capítulo 7

Desarrollo de una herramienta de predicción

7.1. Definición de escenarios

Para la evaluación de los escenarios de crecimiento de la forestación comercial en las cuencas estudiadas, se consideraron los siguientes enfoques:

- Evaluación de aptitud forestal de los suelos.
- Área máxima efectiva de cobertura forestal igual al 60 % del área afectada.

Los suelos con aptitud de uso forestal se definen de acuerdo al Decreto 452/988. La Dirección de Suelos y Fertilizantes (Sganga 1980) define la aptitud forestal de los suelos de país mediante la formulación de 5 clases, desde Clase I muy apta a Clase V poco apta. Las clases fueron definidas de acuerdo a las consideraciones de que las especies forestales se desarrollan naturalmente en suelos de textura gruesa, desaturados en bases y por lo tanto de reacción ácida. Otra característica de importancia es el agua disponible, sobre lo cual influye tanto la capacidad de retener agua por parte del suelo y subsuelo, como también la profundidad de enraizamiento que permita al árbol acceder al agua (Durán y García Préchac 2007). De acuerdo a lo anterior, los criterios de evaluación de la aptitud forestal de los suelos son básicamente la interpretación de las propiedades morfológicas, químicas y físicas, y las características asociadas como pendiente, rocosidad y pedregosidad (Durán 2005).

La aptitud forestal de los suelos existentes en las cuencas analizadas se evaluó mediante la consideración de las características de los suelos dominantes pertenecientes a cada grupo de suelo Coneat así como las características asociadas de los mismos. De esta manera se le asignó a cada grupo Coneat una Clase de aptitud forestal, así como también un coeficiente en cuanto al área total posible de ser utilizada en cada grupo, teniendo en cuenta los suelos asociados presente en el mismo así como también rocosidad, pedregosidad, pendiente, etc. De esta forma se categorizaron todos los grupos Coneat, para cada una de las cuencas, en cuanto a la aptitud de sus suelos, evaluando de esta forma la capacidad de los mismos, presente o futura, de ser utilizados para forestación.

Por lo tanto los suelos que presentan aptitud forestal según se describe arriba y actualmente están bajo uso de campo natural se consideran potencialmente forestables en su totalidad mientras que lo que están bajo uso agrícola solamente se plantea como escenario su forestación en el caso de que sean suelos marginales para la agricultura y, frente a un cambio de escenario económico su rentabilidad se vea afectada bajo este rubro y forestarlos sea una alternativa. En aquellos suelos de alta productividad agrícola, que generalmente van a ser coincidentes con una Clase de aptitud forestal con limitaciones o poco apta, se considera improbable que sean destinados a la forestación.

Dentro de las cuencas nivel 2 del área de estudio seleccionada se desglosa para cada subcuenca el porcentaje de cada ocupación para los escenarios, como se aprecia en la Figura 7.1.1 y Tabla 7.1.1. La columna ESC describe el porcentaje máximo de suelos con aptitud forestal que podrían ser ocupados por forestación comercial en cada cuenca y que están actualmente bajo uso de pastura principalmente. En las columnas FORP y FORN se muestra la ocupación de estos usos en cada cuenca para el año 2018 (MGAP 2018), mientras que en las columnas AGRI y GRAS se muestra la ocupación de estos usos que resulta de sustituir la del año 2018 por plantaciones en aquellos suelos con aptitud forestal. La acumulación del área de forestación plantada actual (FORP) y potencial (ESC) define la ocupación potencial de las plantaciones forestales en cada cuenca que se toma como escenario máximo de expansión (FORP máx).

CAPÍTULO 7. DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE PREDICCIÓN

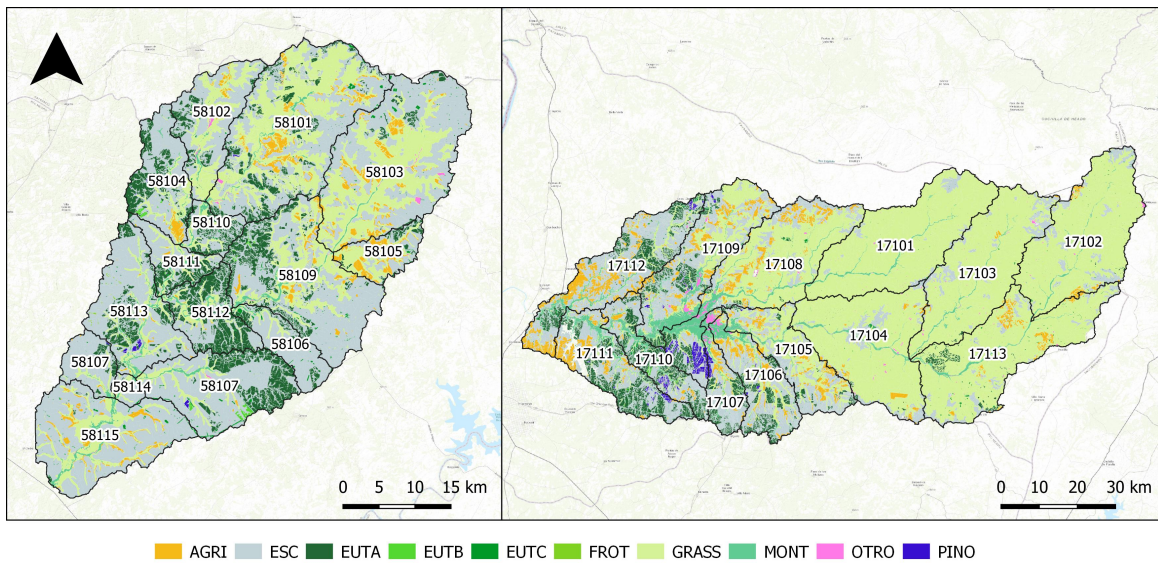


Figura 7.1.1: Clasificación de usos de suelo para modelar escenarios en las cuencas de Arroyo Grande y Queguay. La categoría ESC representa las superficies que actualmente tienen cobertura de pastura o agricultura y son potencialmente forestables.

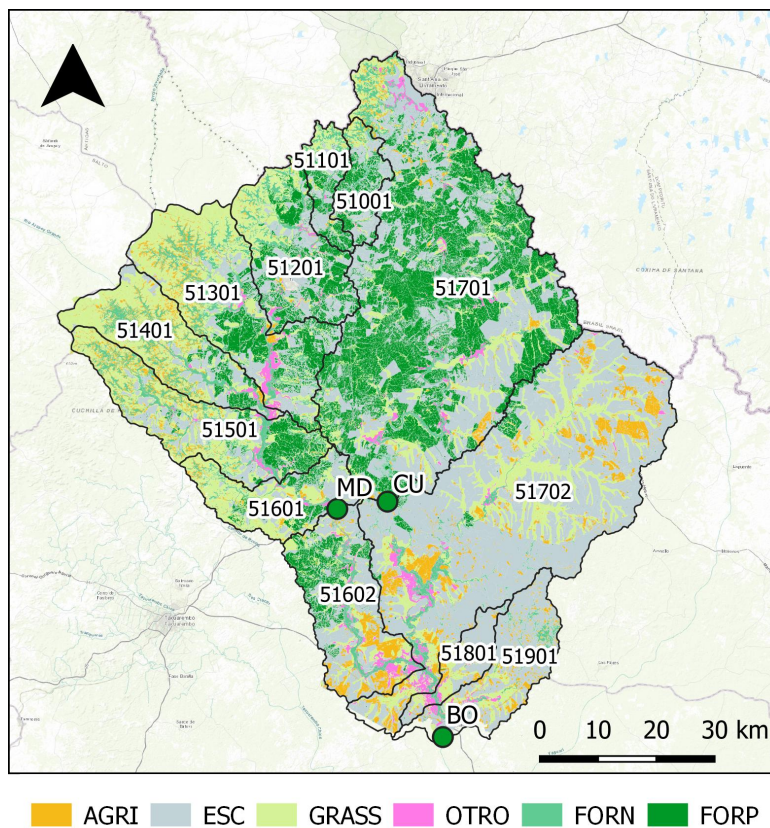


Figura 7.1.2: Clasificación de usos de suelo para modelar escenarios en las cuencas de Manuel Díaz, Cuñapirú y Borracho. La categoría ESC representa las superficies que actualmente tienen cobertura de pastura o agricultura y son potencialmente forestables.

CAPÍTULO 7. DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE PREDICCIÓN

Tabla 7.1.1: Distribución de uso del suelo en los escenarios, correspondiente a la expansión forestal máxima considerada para cada subcuenca.

Cuenca Nivel 2	Nivel 3	Código proyecto	AGRI	ESC	FORN	FORP	GRASS	OTRO	FORP máx	
51	510	51001	2%	40%	12%	36%	9%	1%	60%	
	Río Tacuarembó entre nacientes y A° Tacuarembó Chico	511	51101	1%	30%	16%	30%	21%	1%	48%
		512	51201	2%	31%	12%	32%	21%	3%	51%
		513	51301	6%	21%	16%	19%	35%	4%	32%
		514	51401	11%	15%	21%	7%	44%	2%	16%
		515	51501	8%	19%	20%	15%	35%	2%	27%
		516	51601	9%	33%	9%	17%	27%	5%	37%
		516	51602	9%	33%	9%	17%	27%	5%	37%
		517	51701	9%	33%	9%	17%	27%	5%	37%
		517	51702	6%	51%	4%	22%	14%	2%	53%
		518	51801	10%	58%	3%	0%	23%	6%	35%
519	51901	12%	65%	8%	0%	12%	3%	39%		
17	170	17102	0%	3%	2%	0%	94%	0%	2%	
	Río Queguay Grande	170	17113	1%	9%	1%	1%	88%	0%	6%
171		17103	1%	8%	2%	0%	89%	0%	5%	
171		17104	2%	10%	2%	1%	85%	0%	7%	
171		17105	11%	39%	4%	5%	42%	0%	28%	
172		17106	10%	50%	7%	15%	16%	1%	45%	
173		17107	8%	50%	9%	21%	9%	3%	51%	
174		17101	9%	21%	8%	8%	54%	1%	21%	
174		17108	11%	40%	10%	10%	28%	1%	34%	
175		17109	5%	47%	7%	35%	6%	0%	63%	
176		17110	12%	48%	7%	29%	4%	0%	58%	
177		17111	18%	54%	4%	16%	7%	0%	48%	
178	17112	4%	8%	2%	3%	83%	0%	8%		
58	581	58101	5%	42%	1%	9%	42%	0%	34%	
	Río Negro - Arroyo Grande del Norte	581	58102	2%	54%	2%	8%	34%	1%	40%
		581	58103	6%	51%	1%	3%	40%	0%	34%
		581	58104	4%	58%	2%	23%	13%	0%	58%
		581	58105	17%	37%	0%	9%	36%	0%	31%
		581	58106	0%	77%	2%	13%	8%	0%	59%
		581	58107	0%	65%	2%	23%	10%	0%	62%
		581	58108	0%	81%	2%	7%	10%	0%	56%
		581	58109	3%	58%	2%	14%	23%	0%	49%
		581	58110	0%	46%	6%	29%	19%	0%	57%
		581	58111	1%	53%	4%	26%	16%	0%	58%
		581	58112	1%	40%	4%	42%	13%	0%	66%
		581	58113	1%	70%	4%	14%	11%	0%	56%
		581	58114	0%	59%	11%	2%	28%	0%	37%
		581	58115	5%	70%	3%	1%	20%	0%	43%

7.2. Simulación de escenarios

Para la estimación de rangos de afectación a la cantidad de agua, se trabajó en base a los modelos hidrológicos implementados en las 5 macrocuencas:

- QG y AG en el litoral oeste: SWAT, HBV y Temez+Gash
- CU, BO y MD en el norte del país: HBV y Temez+Gash.

Las series climáticas de ingreso a los modelos, surgen de la estimación de la precipitación media en cada cuenca a partir del método de interpolación del inverso de la distancia al cuadrado utilizando los tres pluviómetros más cercanos. De la misma forma se estiman las series de las variables meteorológicas para el cálculo de la evapotranspiración potencial. Para cada cuenca y cada modelo, se generó un

set de modelos idénticos tanto en su implementación estructural y parametrización como en la serie climática de entrada, cuya única variante es la superficie efectiva forestada. Dicha superficie varía entre 0 % (100 % campo natural) y el porcentaje máximo definido por $FORP_{max}$ en la Tabla 7.1.1. El gradiente de ocupación entre los escenarios de mínima y máxima se obtiene entonces afectando proporcionalmente la relación pastura/forestación.

Cada escenario se simuló para todo el período en el que se cuenta con datos climáticos en cada macrocuenca: 1975 a 2020 en la zona norte y 1986 a 2019 en el litoral oeste. De esas series simuladas se extrajeron los resultados correspondientes a los últimos 30 años (1989-2019) como forma de representar en todas las cuencas, las mismas variaciones climáticas de esa última etapa durante la cual se dieron los cambios de la forestación. La implementación presenta algunas características particulares para cada modelo, que se destacan a continuación:

- **Temez+Gash:** Para la implementación del modelo en las cuencas se utilizó la parametrización regional de Temez pero considerando como parámetro variable el agua disponible de los suelos (AD) de cada una de las subcuencas. El modelo de Gash se implementó con los mismos parámetros utilizados para el ajuste de la cuenca nivel 2 a la que corresponden las cuencas nivel 3 simuladas. El gradiente de ocupación entre los escenarios de mínima y máxima se discretizó en intervalos de 5 % de variación de la superficie forestada, en cada subcuenca simulada.
- **HBV:** En este caso al no contar con una regionalización del modelo se utilizaron para cada cuenca los mismos parámetros calibrados en la cuenca nivel 2 correspondiente, tanto para el uso de pasturas como para el uso forestal. El gradiente de ocupación entre los escenarios se discretizó también en intervalos de 5 % de variación de la superficie forestada, en cada subcuenca simulada..
- **SWAT:** Al ser el único modelo que toma en cuenta la distribución espacial, fue necesario generar nuevos modelos en base a los nuevos mapas de usos de suelo (Figura 7.1.1), según los criterios ya explicados. A partir de este mapa se utilizó la herramienta de SWAT *split landuses*, para dividir aleatoriamente en la categoría de uso ESC en partes iguales con intervalos de a 5 %. Luego, para cada escenario, se editaron las tablas crop, mgt, sol y hru para la sustitución progresiva de la cobertura pastura/ agricultura por plantaciones, hasta llegar al porcentaje máximo definido en la Tabla 7.1.1. En este caso para generar la misma variación incremental entre escenarios que los modelos anteriores, se realizó una interpolación mediante una regresión lineal, para obtener estos estadísticos para los porcentajes de forestación deseados, respecto al área total de cada subcuenca.

7.3. Resultados de escenarios

Para las simulaciones de escenarios implementadas, los resultados de afectación a la cantidad se evaluaron, en términos de los siguientes indicadores:

- Reducción del caudal específico acumulado. Indicador que relaciona la reducción del caudal específico con la precipitación acumulada estacionalmente (meses de otoño-invierno y meses de primavera-verano) o anualmente, expresado en porcentaje de la precipitación del período.
- Reducción de caudal específico de la CPC. La curva de permanencia del caudal (CPC) muestra el porcentaje de tiempo durante el cual se iguala o supera un caudal específico. De ella se extrae el caudal promedio diario (\overline{Q}_{CPC}) y además los caudales específicos característicos: Q_{10} representativo de los caudales máximos y Q_{90} de los caudales mínimos, generalmente asociado a

CAPÍTULO 7. DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE PREDICCIÓN

una estimación hidrológica del caudal ambiental o ecológico. El indicador relaciona la reducción de éstos caudales respecto al caudal de la cuenca sin cobertura forestal.

Para el análisis de la CPC si bien se cuenta con los resultados a nivel diario para los modelos HBV y SWAT, los resultados se presentan a nivel mensual para una menor incertidumbre dado que en ambos casos la calibración y validación presentaron mejores ajustes a nivel mensual. Esto también permite una adecuada presentación de resultados comparables para el ensamble de los 3 modelos considerando que el de Temez es un modelo mensual.

Los resultados de éstos indicadores se muestran en forma resumida en las Tablas Tabla 7.3.1 y Tabla 7.3.2, para una subcuenca (nivel 3) seleccionada de cada una de las macrocuencas (nivel 2) y en intervalos de 10 % de aumento de la superficie forestada. En todos los casos se seleccionó la subcuenca que presenta mayores reducciones.

Los resultados completos de los indicadores para todas las subcuencas simuladas se presentan en el Apéndice G.

Tabla 7.3.1: Indicadores de reducción de caudal específico acumulado (en %P), para la subcuenca con mayor reducción de cada macrocuenca.

Forestación (%)	RQespec abr-set (%P)			RQespec oct-mar (%P)			RQespec anual (%P)		
	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez
Cuenca AG Subcuenca 58115									
10	1	1	2	0	2	2	1	1	2
20	3	2	5	1	3	3	2	3	4
30	4	3	7	1	5	5	3	4	6
40	6	4	9	2	6	7	4	6	8
Cuenca QG Subcuenca 17111									
10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
40	3	2	9	2	3	7	2	2	8
Cuenca MD Subcuenca 51601									
10	1	–	2	0	–	2	1	–	2
20	2	–	4	1	–	3	1	–	4
30	4	–	7	1	–	5	2	–	6
40	5	–	9	1	–	7	3	–	8
Cuenca BO Subcuenca 51602									
10	2	–	2	1	–	1	1	–	2
20	5	–	4	1	–	2	3	–	3
30	7	–	6	2	–	4	4	–	5
40	10	–	8	3	–	5	6	–	6
Cuenca CU Subcuenca 51701									
10	2	–	2	0	–	1	1	–	1
20	4	–	3	1	–	3	2	–	3
30	5	–	5	1	–	4	3	–	4
40	7	–	7	2	–	5	4	–	6

CAPÍTULO 7. DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE PREDICCIÓN

Tabla 7.3.2: Indicadores de reducción de caudal específico de la CPC (en %Qpre), para la subcuenca con mayor reducción de cada macrocuenca.

Forestación (%)	Q ₉₀ (%Q ₉₀ pre)			Q ₁₀ (%Q ₁₀ pre)			Q̄ (% Qpre)		
Cuenca AG Subcuenca 58115									
	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez
10	0	0	8	5	7	4	4	5	5
20	0	0	16	8	14	9	8	10	10
30	0	0	24	11	22	13	12	14	15
40	4	0	33	13	29	17	16	19	20
Cuenca QG Subcuenca 17111									
10	9	0	8	2	2	5	1	1	5
20	18	0	15	4	6	9	3	3	10
30	27	0	21	6	8	13	4	3	14
40	37	0	27	8	11	17	6	5	19
Cuenca MD Subcuenca 51601									
10	0	–	7	0	–	4	2	–	5
20	7	–	15	2	–	8	4	–	9
30	9	–	22	5	–	12	6	–	14
40	11	–	30	10	–	17	8	–	18
Cuenca BO Subcuenca 51602									
10	9	–	7	5	–	4	4	–	4
20	19	–	13	7	–	7	8	–	8
30	29	–	19	10	–	11	12	–	12
40	39	–	27	17	–	14	16	–	16
Cuenca CU Subcuenca 51701									
10	5	–	7	4	–	3	3	–	4
20	7	–	14	9	–	6	6	–	8
30	14	–	20	11	–	9	9	–	12
40	31	–	28	13	–	15	11	–	16

Como resultado secundario de las simulaciones realizadas se obtuvieron las series de caudal en todo el período simulado para las 4 macrocuencas del norte con la cobertura de forestación correspondiente al año 2018. La comparación de estas simulaciones con la del escenario preforestación permite estimar la reducción de caudal correspondiente al efecto aislado del cambio de uso del suelo ya que se está considerando el mismo período climático. Los resultados de la reducción simulada del caudal promedio entre los escenarios pre y pos forestación para los modelos HBV y Temez+Gash, se comparan en la Figura 7.3.1 con los obtenidos en base a las curvas de permanencia de las series observadas en ambos períodos (ya presentados en el Sección 3.2).

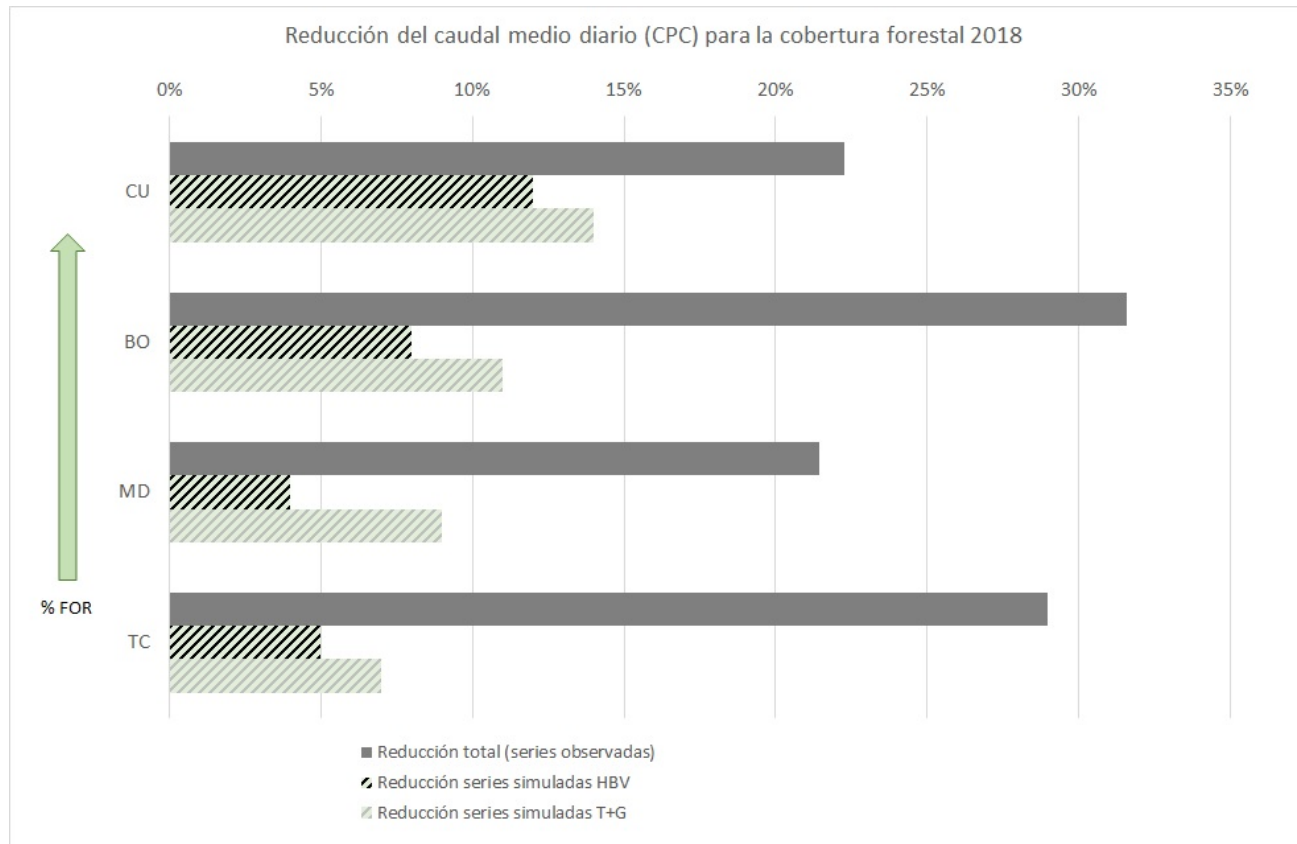


Figura 7.3.1: Reducción del caudal promedio en las 4 macrocuencas más forestadas: total observado y simulado.

En las 4 cuencas más forestadas, esta comparación permite estimar que el efecto aislado del cambio de uso del suelo entre períodos explica entre un 17 y un 63% de la reducción del caudal promedio total observada. El modelo de Temez+Gash reporta magnitudes mayores que el HBV y en ambos la proporción de cambio explicada aumenta con la cobertura forestal de la cuenca.

7.3.1. Reducción del caudal específico acumulado

El modelo Temez+Gash es el que presenta las mayores reducciones tanto a nivel anual como estacional, como resultado de la disminución de precipitación incidente que implica la implementación de la intercepción del dosel forestal. Para el escenario de 40 % de la superficie forestada se observa:

- RQespec anual: se reduce entre 6 y 10 % de la precipitación anual, dependiendo de la cuenca.
- RQespec abr-set: se reduce entre 7 y 11 % de la precipitación semestral.
- RQespec oct-mar: se reduce entre 5 y 7 % de la precipitación semestral.

Los resultados del modelo HBV también muestran reducciones en los caudales específicos acumulados tanto a nivel anual como estacional en todas las cuencas simuladas. En este caso las reducciones a nivel anual reportadas son de hasta 6 % de la precipitación y las estacionales son de hasta 10 % en abr-set y hasta 3 % en oct-mar. Ambos modelos reproducen adecuadamente la tendencia de mayores reducciones en el período otoño invierno (abr-set), en relación a primavera-verano (oct-mar) observada en las microcuencas del litoral.

Finalmente para el modelo SWAT el indicador anual varía en un rango de entre 0 y 6 % de la precipitación, para una superficie forestada del 40 %. A nivel estacional la reducción observada durante los periodos otoño-invierno varía entre 0 y 6 % para niveles de precipitación acumulada entre 325 y 1013 mm. El rango de variación para los períodos de primavera-verano es similar 0-4 %, pero en un rango más alto de precipitación de entre 322 y 1520 mm.

Los resultados de estos indicadores se presentan para todos los modelos como promedio en el periodo simulado, pero debe tenerse en cuenta que asociado a estos valores existe una desviación estándar que se sitúa entre un 10 y un 20 % del valor promedio del indicador. Como ejemplo de esto se presenta en la Figura 7.3.2, el indicador $RQ_{especifico}$ (Ecuación 3.2.4) en función de la precipitación estacional y anual, para el modelo SWAT en la cuenca 58115, perteneciente a la macrocuenca de AG.

En ninguno de los períodos para ninguno de los 3 modelos se observa una tendencia clara de la reducción de caudal específico con la precipitación.

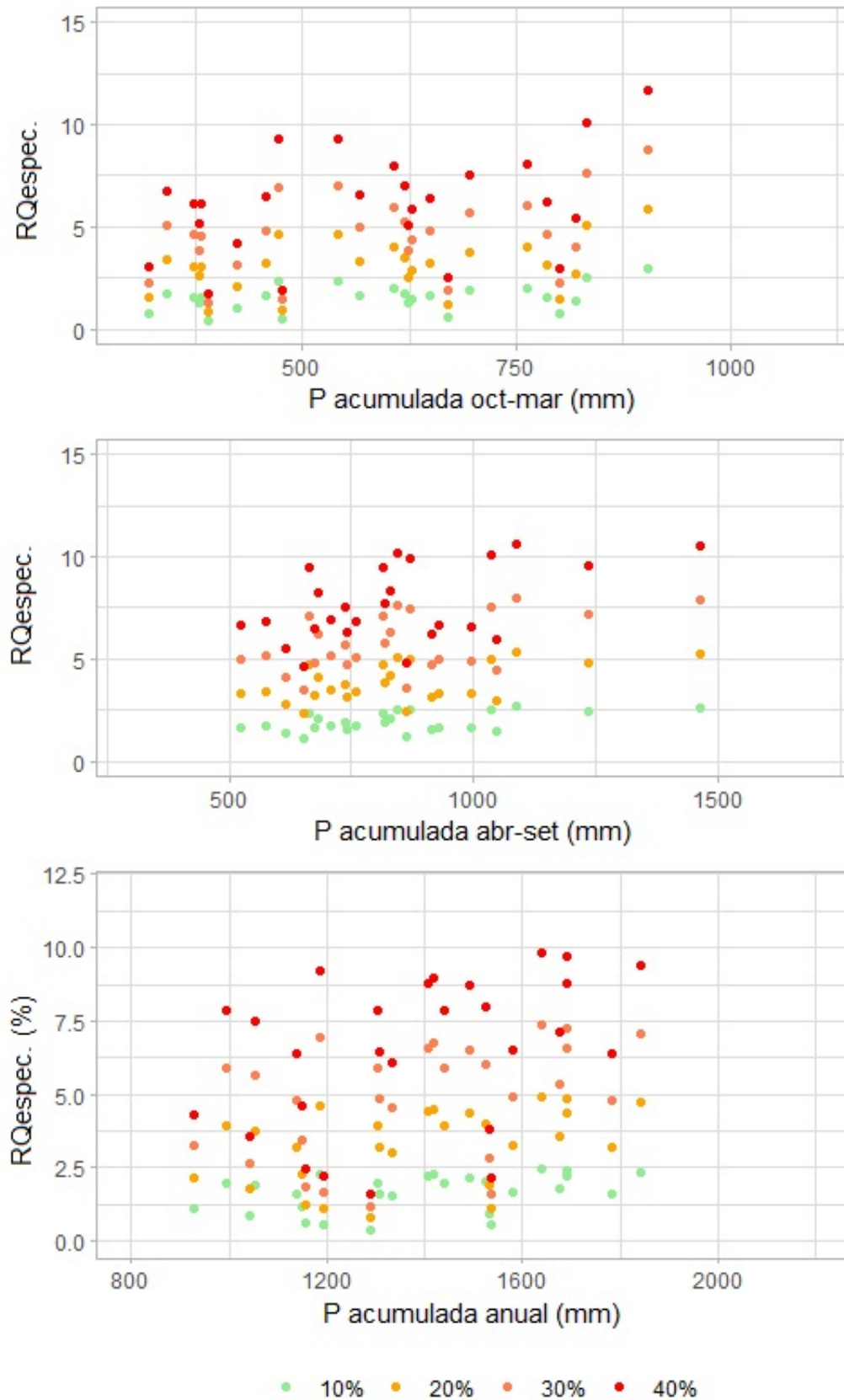


Figura 7.3.2: Indicador RQespec. estacional y anual para distintos porcentajes de forestación, estimados según el modelo SWAT para la subcuenca 58115 de AG.

7.3.2. Reducción del caudal específico de la CPC

En los mapas de las Figuras 7.3.3, 7.3.4 y 7.3.5 que se presentan a continuación, se representa espacialmente los resultados del ensamble de los 3 modelos. Se muestra en escala de colores el rango de reducción del caudal promedio mensual para escenarios de incremento cada 10% de la forestación, teniendo en cuenta el máximo admisible de forestación en cada subcuenca.

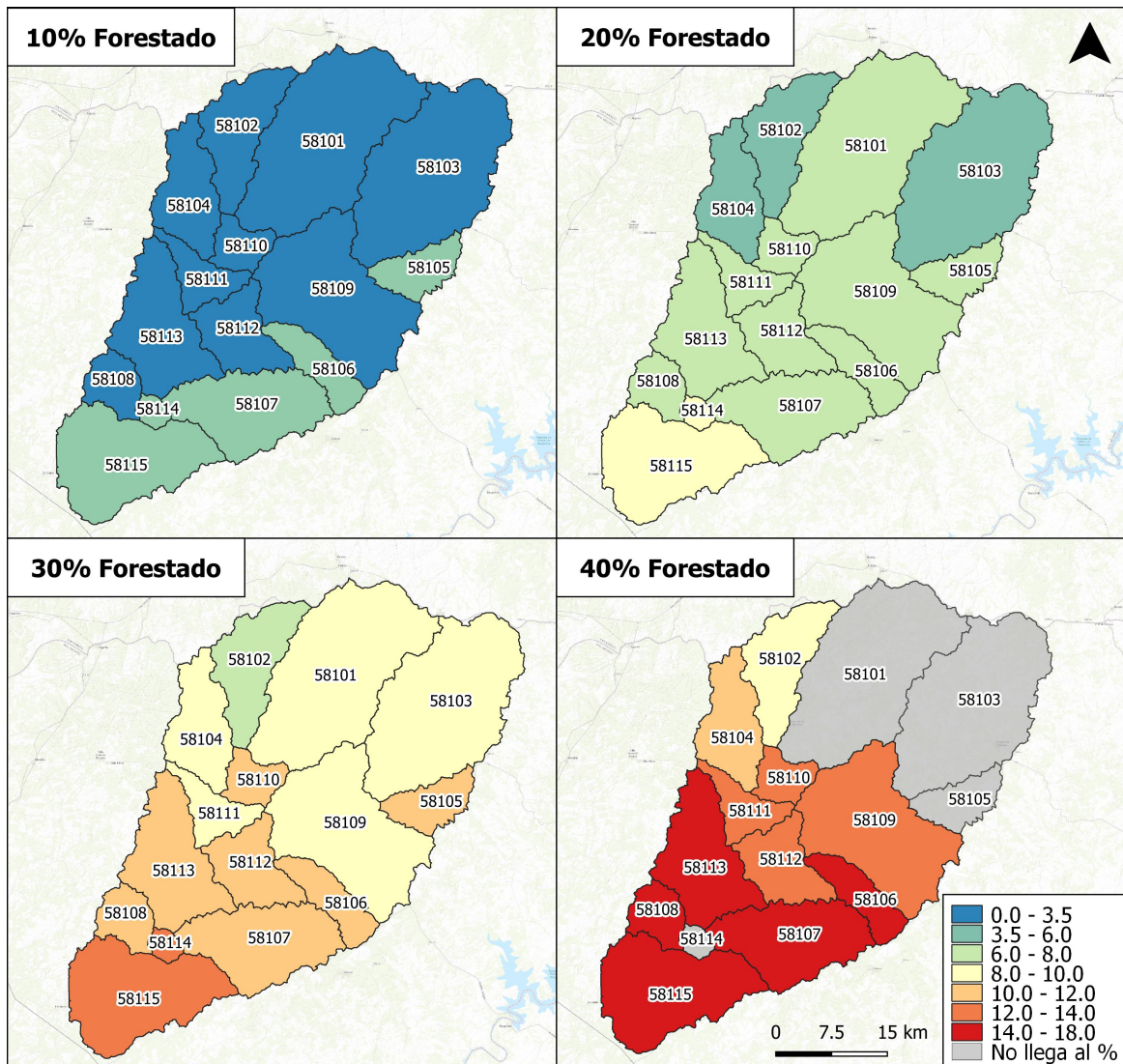


Figura 7.3.3: Rangos de reducción del \bar{Q}_{CPC} generados por el ensamble de modelos, para distintos porcentajes de cobertura forestal (respecto al escenario de ausencia de forestación) en la macrocuenca AG.

CAPÍTULO 7. DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE PREDICCIÓN

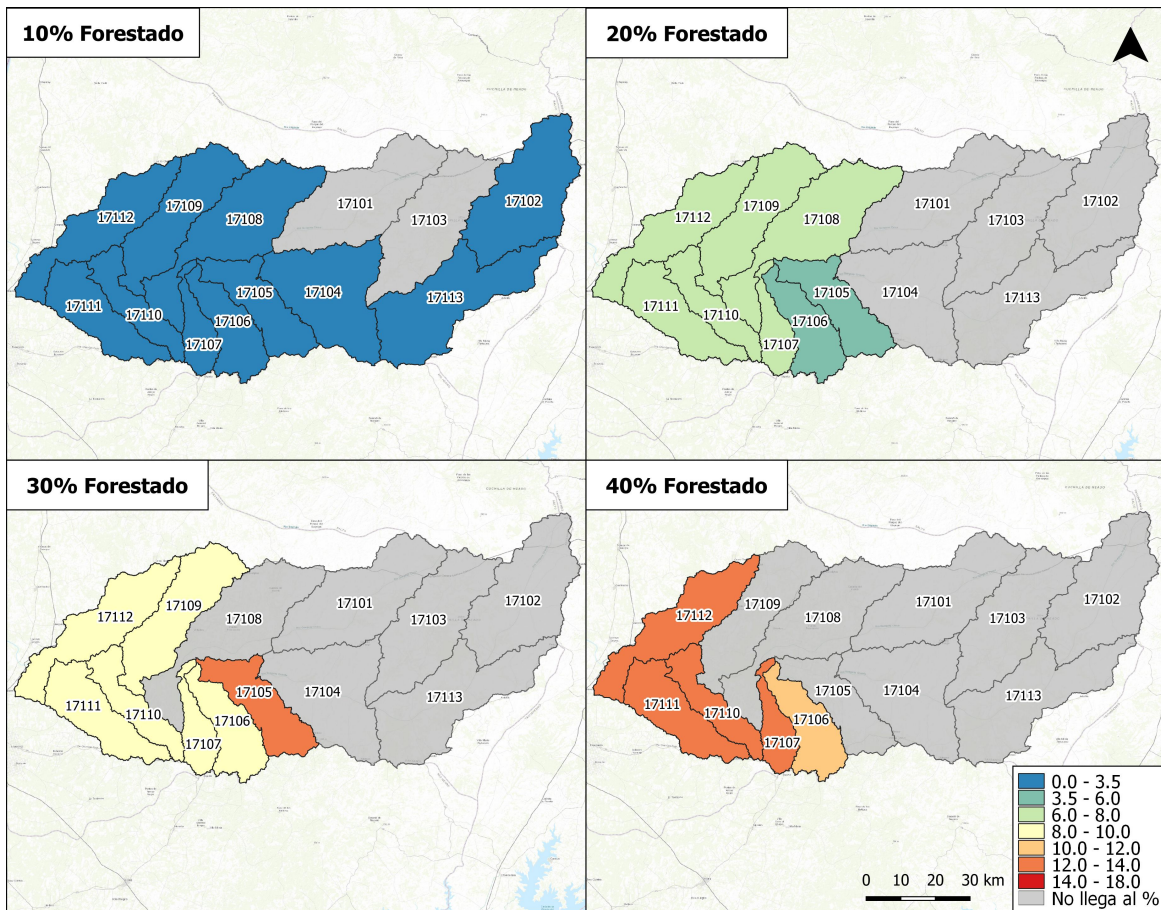


Figura 7.3.4: Rangos de reducción del \overline{Q}_{CPC} generados por el ensamble de modelos, para distintos porcentajes de cobertura forestal (respecto al escenario de ausencia de forestación) en la macrocuenca QG.

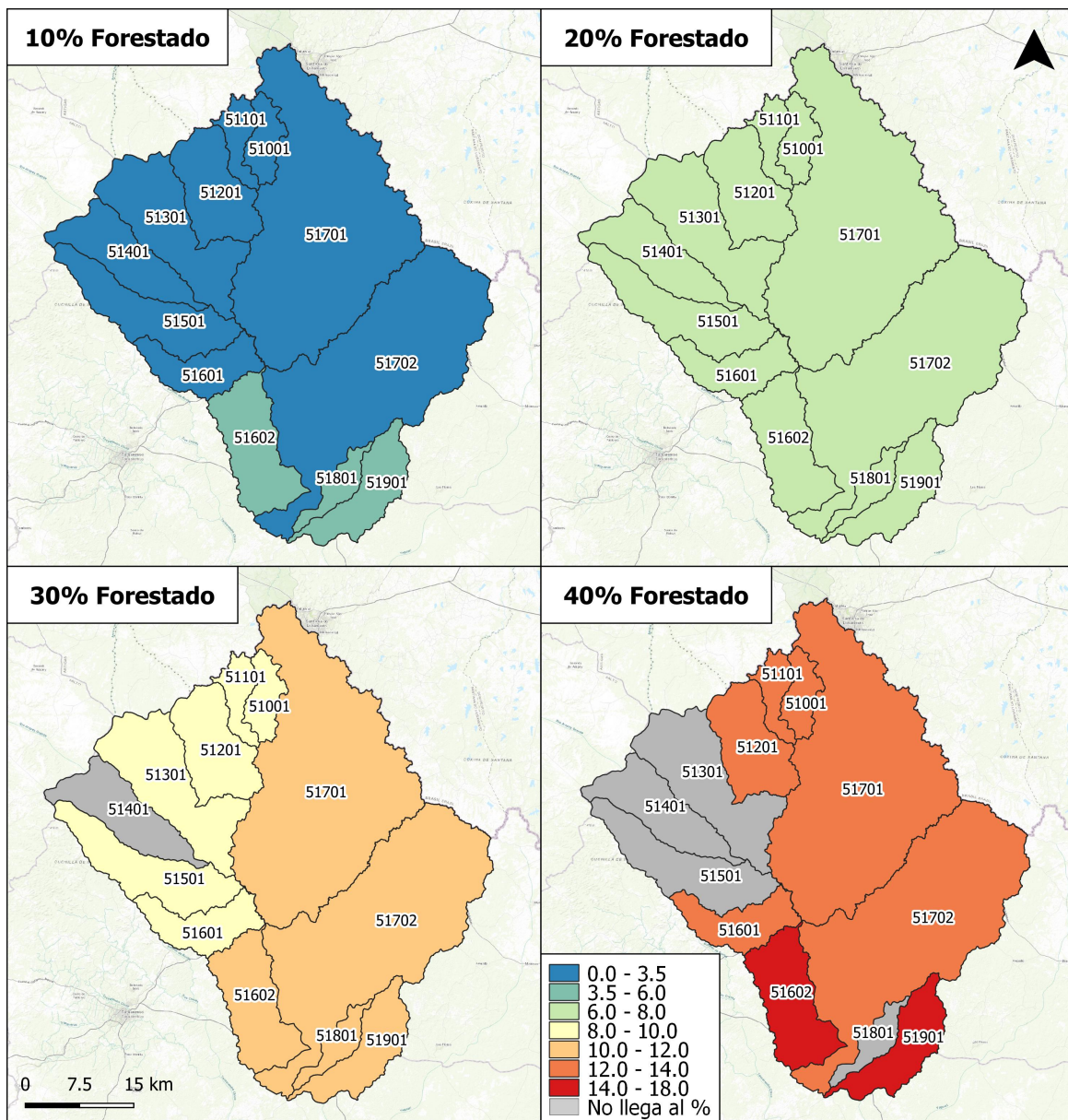


Figura 7.3.5: Rangos de reducción del \overline{Q}_{CPC} generados por el ensamble de modelos, para distintos porcentajes de cobertura forestal (respecto al escenario de ausencia de forestación) en las macrocuencas CU, BO y MD.

Los resultados de las simulaciones para el modelo de Temez+Gash nuevamente muestran reducciones en todos los indicadores como resultado de la disminución de precipitación incidente que implica la implementación de la interceptación del dosel forestal. Para el escenario de 40 % de la superficie forestada se observa:

- \overline{Q}_{CPC} : se reduce entre 15 y 20 % del caudal en condiciones preforestación.
- Q_{10} y Q_{90} : presentan reducciones en los rangos 11-19 % y 24-33 % respectivamente, dependiendo de la cuenca analizada.

El modelo HBV muestra reducciones del \overline{Q}_{CPC} y del Q_{10} en todas las cuencas simuladas, mientras

que el Q_{90} lo hace en la mayoría. En este modelo para el escenario de 40 % de la superficie forestada, el caudal promedio mensual se reduce entre 7 y 16 % del caudal en condiciones preforestación. Mientras que el Q_{90} y el Q_{10} presentan reducciones en los rangos 0-39 % y 3-17 % respectivamente, dependiendo de la cuenca analizada. Se observa que en algunas cuencas de la zona litoral el modelo estima un aumento de hasta 3 % del indicador Q_{90} . Este aumento se reporta como reducción nula en los resultados finales ya que no se ha observado en ninguna de las microcuencas esta situación de aumento de los caudales bajos y dada la incertidumbre asociada a esa franja de caudal que se discute en el Capítulo 4.

En el modelo SWAT, el aumento de la superficie forestada también resulta en la reducción del \bar{Q}_{CPC} y del Q_{10} en la mayor parte de las cuencas analizadas. Sin embargo en lo que refiere al tramo de la CPC correspondiente al flujo base (aproximadamente entre el Q_{50} y el Q_{90}) tanto en las subcuencas de AG como en las de QG se observan valores negativos del indicador (es decir aumentos de caudal). Esto es resultado de la subestimación que hace el modelo de la evapotranspiración real debido a la inadecuada representación de la intercepción del dosel ya mencionada. El modelo cierra el balance hídrico con una mayor recarga y por lo tanto los caudales correspondientes al flujo base quedan sobrestimados como se discutió en el Capítulo 5.

7.4. Implementación de la herramienta y visualización de resultados

Esta herramienta surge como actividad complementaria durante la penúltima etapa del proyecto, el resultado alcanzado consiste en una herramienta de búsqueda dentro de la base de datos generada por las simulaciones de los modelos implementados en las 40 cuencas nivel 3 de las 5 macrocuencas trabajadas. Esta búsqueda formulada en código R, toma como datos de ingreso la cuenca nivel 3 de interés y el área adicional que se planifica forestar, generando como respuesta un reporte resumen de los valores para los indicadores de afectación al caudal definidos.

A modo de ejemplo se muestra en la Figura 7.4.1 el reporte generado para la subcuenca 58115, ubicada en la macrocuenca de AG, simulando un 40% de superficie forestada.

Se ha propuesto darle continuidad al desarrollo de esta la herramienta, mediante una interface geográfica, con una modalidad interactiva que incluya la generación de reportes y gráficos. Se buscará además que la herramienta esté disponible en la página web del proyecto.

Estimación de efectos sobre escorrentía superficial en cuencas de Uruguay

IMFIA-FING
22/11/2021

La estimación de afectación de la escorrentía superficial que se presenta aquí es un producto del Proyecto ANII-FSI "Indicadores ambientales multiescala de la forestación en Uruguay". Esta herramienta surge de la implementación de distintos modelos hidrológicos, los cuales fueron calibrados y validados en 2 cuencas del litoral oeste (Queguay y Arroyo Grande) y tres cuencas de la zona norte (Río Tacuarembó). Con estos modelos ajustados se simuló para todas las subcuencas nivel 3 comprendidas dentro de las anteriores y para el período 1989-2019 la escorrentía superficial correspondiente a la situación de uso de suelo campo natural (línea de base). Posteriormente se simularon los escenarios de crecimiento forestal hasta un potencial máximo en función de la aptitud de los suelos de cada cuenca.

Los indicadores que se estiman están basados en valores medios calculados para las series temporales simuladas y presentan desviaciones de hasta 20% del valor presentado. Es importante destacar que además el efecto real de la forestación en estas subcuencas, puede diferir del estimado aquí en función de: la incertidumbre en el ajuste de cada modelo, el efecto de escala al simular subcuencas no aforadas, la variabilidad climática en períodos extremos no representados.

Datos de entrada

Sigla	Definición	Valor
ID_cuenca	Código de cuenca según clasificación DINAGUA Nivel 3	58115
FORP	Porcentaje de Área de la cuenca forestado (%)	40

Datos de salida

Sigla	Definición	HBV	Temez.Gash	SWAT
ID_cuenca	Código de cuenca según clasificación DINAGUA Nivel 3	58115	58115	58115
FORP	Porcentaje de Area de la cuenca forestado (%)	40	40	40
AREA	Área de la cuenca (km2)	664	664	664
PMA	Precipitación media anual (mm)	1453	1453	1453
EoMA	Evapotranspiración de referencia media anual (mm)	1033	1033	1033
RQ_a	Reducción del caudal específico anual(%P)	4	8	6
RQ_E1	Reducción del caudal específico estacional abr-set (%P)	6	9	4
RQ_E2	Reducción del caudal específico estacional oct-mar(%P)	2	7	6
RQ_m	Reducción del caudal promedio CPC(%)	16	20	17
RQ_10	Reducción del caudal 10% CPC(%)	13	17	29
RQ_90	Reducción del caudal 90% CPC(%)	4	33	0

Figura 7.4.1: Ejemplo de Reporte de indicadores obtenido para la simulación de 40% de forestación en la subcuenca 58115 de la macrocuenca AG.

Bibliografía

- Durán, Artigas (2005). *Aptitud y prioridad forestal de los suelos del Uruguay. Clasificación por aptitud y definición de índices de calidad de sitio*. Inf. téc.
- Durán, Artigas y Fernando García Préchac (2007). *Suelos del Uruguay: origen, clasificación, manejo y conservación*. Inf. téc.
- MGAP (2018). «Mapa integrado de cobertura/uso de suelo (acceso 29 junio de 2020).» En: URL: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/mapa-integrado-coberturauso-del-suelo-del-uruguay-ano-2018>
- Sganga, JC (1980). «La aptitud forestal de los suelos del Uruguay». En: *Bol. Tech* 6.

Capítulo 8

Conclusiones generales y líneas a futuro

8.1. Conclusiones

Los estudios específicos de este proyecto tuvieron como objetivo generar una herramienta simple de predicción de los efectos de la actividad forestal sobre la cantidad y la calidad de las aguas aplicable en la escala espacial de interés para la generación de políticas en relación a los recursos hídricos.

Los principales resultados obtenidos reflejan los efectos sobre los recursos agua suelo y biota que surgen del análisis comparativo entre la cobertura vegetal de plantaciones forestales respecto a pasturas naturales, tanto a nivel de parcelas y microcuencas experimentales como en las macrocuencas más forestadas del país.

Los indicadores hidrológicos analizados en las microcuencas y macrocuencas estudiadas, permiten concluir lo siguiente:

- Existe reducción de caudal específico como consecuencia de la sustitución de pasturas naturales por plantaciones forestales en los tres pares de microcuencas monitoreados. En años hidrológicos medios (1300mm) el par DTf-LCp (litoral oeste) presenta una reducción del caudal específico anual de 25 % de la precipitación, siendo la intercepción del dosel forestal el principal factor en esta afectación. Mientras que en el par NEf-NEp la reducción en esas condiciones es de 8 % de la precipitación, debido a que la afectación en estas cuencas más pequeñas se da principalmente en los caudales altos ya que son cuencas dominadas por los procesos de escorrentía directa.
- En términos globales, la intercepción del dosel forestal estimada en plantaciones de *Eucalyptus* sp. se encuentra entre 13 y 28 % de la precipitación total incidente. El monitoreo de largo plazo muestra una tendencia creciente de la intercepción con la edad en la etapa más joven de la plantación (4-10 años), luego de la cual se observa un decrecimiento (13-16 años). También se observaron diferencias en relación a la especie para un rango de edad comparable entre *E.maidenni* (895 á/ha) y *E.Grandis* (1080 á/ha) con valores medios de intercepción de 28 y 20 % respectivamente. Si bien se identifican tendencias en función de esas variables, establecer estas relaciones en forma más clara requiere de extender el período de monitoreo e incorporar nuevos sitios y manejos.
- En períodos estacionales que presentan déficit hídrico ($P \leq 500$ mm), la reducción de caudal específico en el par DTf-LCp crece a valores entre 33 y 58 % de la precipitación. El punto de máxima reducción ocurre en el año hidrológico 2008-2009, el cual correspondió a un período de excepcional déficit hídrico identificado como "sequía severa" de acuerdo a la clasificación climática de INUMET. Por el contrario para las microcuencas NEf-NEp las mayores reducciones se presentan en los períodos más húmedos ($P \geq 700$ mm) de otoño-invierno en los que se alcanzan reducciones entre 16 y 38 %. Este resultado contrario al observado en el primer par, se relaciona al menor tamaño de microcuencas, sus rápidos tiempos de respuesta asociados a la alta pendiente en los cauces y la escasa profundidad de los suelos en zonas amplias de la cuenca. Siendo un resultado que amerita continuar con un análisis particular.
- El análisis de las curvas de permanencia de caudal en las microcuencas muestra caudales diarios promedio menores en la microcuenca forestada para los 3 pares. Los caudales máximos (Q10) presentan menores valores en las microcuencas forestadas de cada par, mientras que los caudales mínimos (Q90) tienen un comportamiento diferencial, presentando valores menores en DTf respecto a LCp, pero mayores en las microcuencas forestadas de los otros dos pares (NEf y EVf) en relación a las de pastura.

- Las diferencias en la recarga al acuífero respecto al uso del suelo en el par DTf-LCp muestran una reducción de recarga en DTf de entre 6 y 15 % de la precipitación incidente. Por otro lado entre NEf y NEp las diferencias son menores y alcanzan el 5 %. Si bien en este caso no son significativas se observa que la tendencia en NEf presenta disminución de la recarga desde la plantación, mientras que bajo pasturas la recarga aumenta en forma concordante al aumento de la precipitación media anual del mismo período.
- La evaluación las series históricas de caudal y precipitación de las macrocuencas muestra cambios significativos en la relación precipitación-escorrentía entre el periodo pre y pos forestación para las 4 cuencas más forestadas del país, indicando que a igual nivel de precipitación ocurrida se genera menor escorrentía en el período pos forestación. Además la ocurrencia temporal de dicho cambio se identifica próxima al momento en que se alcanza el umbral del 15 % de forestación de las cuencas.
- Respecto a las curvas de permanencia de caudal para las macrocuencas, en las 4 más forestadas que se ubican en la zona norte del país (Río Tacuarembó y A^o Tres Cruces) se observa una reducción del caudal promedio y de los indicadores Q10, Q50 y Q90 entre los períodos pre y pos forestación. Para el caudal promedio la reducción se encuentra entre 21 y 32 % del caudal en el período preforestación. En esta estimación se superponen los efectos del cambio de uso del suelo con los efectos de la variabilidad climática ya que se analizan dos períodos temporales diferentes con sus consiguientes diferencias climáticas.

El análisis de diferentes indicadores de calidad de agua, biológicos y funcionales en 30 microcuencas permitió detectar una serie de indicadores que responden de forma significativa al incremento del área forestada. La concentración de nutrientes, conductividad y sólidos disueltos en aguas, así como la proporción de familias de macroinvertebrados tolerantes a los cambios de hábitat, mostraron un incremento en las microcuencas asociadas a una mayor cobertura forestal. Por el contrario, las concentraciones de oxígeno disuelto, pH, grupos de macroinvertebrados y peces más sensibles a las perturbaciones, así como la tasa de descomposición, junto con la riqueza y densidad de macroinvertebrados que colonizan la materia orgánica mostraron una respuesta negativa en microcuencas con una alta cobertura forestal.

Para esta serie de indicadores, se generaron modelos estadísticos que representan la dirección y magnitud del cambio en relación al incremento del área forestada. Éstos modelos se proponen como herramientas dentro de programas de monitoreo asociados a la gestión de las microcuencas forestales de nuestro país. Los resultados obtenidos se deben considerar representativos para el sistema productivo forestal que se aplica actualmente en Uruguay donde se combina la actividad ganadera, por lo que no se refieren a la actividad forestal de forma independiente.

En cuanto a los indicadores edáficos, los resultados obtenidos no muestran diferencias significativas entre los valores de densidad aparente del horizonte superficial al comparar los diferentes usos del suelo (forestación y pastura natural). En cambio, hubo diferencias entre usos de suelo al evaluar la retención de agua por parte del suelo; bajo uso forestal los mismos presentan menor capacidad de retención de agua que bajo pastura, a cualquier nivel de succión. Este fenómeno se evidencia con mayor intensidad cuando es evaluado a mayores succiones (menor contenido de agua) y es más notorio en suelos de texturas más livianas (con mayor contenido de arena). Los suelos bajo uso forestal perderían el agua retenida más fácilmente que los de pasturas ante aumentos de la succión. Se observó que las diferencias se acentúan a medida que el suelo se va secando.

La implementación de los modelos hidrológicos a escala de las microcuencas experimentales permitió establecer rangos de variación de los parámetros más sensibles en cada modelo para los usos de suelo objeto de este estudio: campo natural y plantaciones forestales. En los modelos Temez+Gash y HVB se lograron ajustes adecuados mediante modificaciones que generaron una adecuada representación de la intercepción de la precipitación en las cuencas con uso forestal. En el primer caso se implementó un modelo mensual acoplado que representa con un muy buen ajuste los volúmenes escurridos a nivel mensual en base a la precipitación incidente en la cuenca, la evapotranspiración potencial de la zona y la modelación de intercepción. El modelo HBV por su parte requirió de incrementar la capacidad de almacenamiento en el suelo y de aumentar la relación entre la evapotranspiración real y la potencial, para poder representar el efecto que genera la intercepción de la cubierta forestal. Para los modelos VisualBalan y SWAT, su implementación permitió establecer mejores vínculos entre las mediciones realizadas de propiedades hídricas de los suelos y de características fisiológicas de las plantaciones a escala de parcelas.

La implementación de los modelos hidrológicos en las macrocuencas permitió avanzar hacia su utilización en forma de ensamble, para la generación de escenarios de disponibilidad hídrica frente a escenarios de aumento en la superficie dedicada a la forestación. Como resultado general se estimaron reducciones del caudal promedio de hasta un 20 %, en relación al caudal del escenario preforestación, para un 40 % de superficie ocupada por plantaciones forestales. Como resultado secundario de esta implementación, se avanzó en una aproximación metodológica hacia la cuantificación por separado del efecto del cambio de uso del suelo y de la variabilidad climática sobre las variaciones del caudal. En las 4 cuencas más forestadas, se estima que la forestación explica entre un 17 y un 63 % de la reducción observada del caudal promedio entre el período pre y pos forestación. El modelo de Temez+Gash reporta magnitudes mayores que el HBV y en ambos la proporción de cambio explicada aumenta con la cobertura forestal de la cuenca. Se recomienda la validación periódica de los modelos implementados incorporando nueva información hidrométrica y meteorológica con el objetivo de mejorar su ajuste.

En relación a la estimación de la afectación de la calidad del agua y comunidad de macroinvertebrados, considerando que este estudio incluyó un gran número de microcuencas con una amplia distribución en el país, se considera que los modelos estadísticos obtenidos son representativos para el tipo de sistemas analizados dentro de los rangos de las variables analizadas. Se propone la aplicación de estos modelos como una caja de herramientas dentro de programas de monitoreo asociados a la gestión de las microcuencas forestales de nuestro país. Además de su aplicación, es recomendable su validación y ajuste periódico, incluyendo un mayor número de sitios en áreas forestales y/o la incorporación de la variabilidad interanual en las 30 microcuencas analizadas.

Como lecciones aprendidas se destacan:

- Avances en diseño y construcción de nuevos equipamientos de monitoreo: i) la construcción e instalación del sistema de sensores de flujo de savia por disipación de calor que hasta el momento es el único de su tipo en el Uruguay ajustado para árboles. ii) mejoras en el diseño de las instalaciones de medición de redistribución de la precipitación (canaletas, sistema de ajuste de collarines para fuste, sistema de canchilones)
- Aprendizaje del equipo técnico en cuanto a la implementación de modelos hidrológicos de paso diario. Se destacan los avances generados en la metodología de calibración mediante la incorporación de datos blandos (variables de estado e información de medidas in situ como IAF o biomasa). También resultó de interés identificar que si bien tanto el modelo SWAT como el HBV no presentaron buen ajuste diario en la escala espacial de las microcuencas mas pequeñas (11 -

60 ha), sí mostraron un ajuste satisfactorio en el paso mensual para las mismas microcuencas.

8.2. Limitaciones del estudio

En términos generales los resultados obtenidos están sujetos a las limitaciones que impone la información disponible para el análisis. Donde esto resulta particularmente crítico es en el caso de las series de caudal de las macrocuencas tanto por el nivel de datos faltantes que en algunos casos supera el 20 %, como por la calidad de los mismos que para los caudales extremos tanto mínimos como máximos suele presentar errores altos en su determinación.

Otro aspecto relevante es que el período de monitoreo en las microcuencas, ha estado dominado en su mayor parte por años anómalos, con primaveras y veranos excepcionalmente húmedos y otoños e inviernos relativamente secos. Esto lleva a resultados contrarios a lo esperado, con estimaciones de la evapotranspiración real en microcuencas mayores en los acumulados de otoño-invierno, respecto a primavera-verano.

El indicador de reducción del caudal específico se expresa en relación a la precipitación incidente, estacional y anual. Sin embargo dicha reducción también depende de la distribución temporal de la lluvia, las condiciones meteorológicas (por ejemplo, nubosidad, radiación solar, temperatura) y el contenido de humedad de los suelos. A efectos de contar con un indicador simple estos factores no fueron considerados, lo cual se manifiesta en la alta dispersión observada para el indicador en relación a las tendencias identificadas.

Los resultados obtenidos para los indicadores de calidad de agua, biológicos y funcionales se deben considerar representativos para el sistema productivo forestal que se aplica actualmente en Uruguay donde se combina la actividad ganadera, por lo que no se refieren a la actividad forestal de forma independiente. Resulta prioritario evaluar la actividad forestal con exclusión de ganadería.

En el análisis a nivel de macrocuencas, se destacan algunos aspectos limitantes: en primer lugar que al efectuarse la comparación entre diferentes períodos de tiempo se produce una superposición de los efectos de la forestación y la variabilidad climática en los resultados presentados. En segundo lugar que no han sido considerados en el análisis los posibles efectos de usos extractivos en las cuencas como tomas de agua o represamientos. Finalmente que para algunas macrocuencas, particularmente del litoral, el cambio de uso en el suelo más significativo es la agricultura, lo cual interfiere en la posible identificación de cambios asociados a la forestación si éstos existieran.

Finalmente y en relación a la modelación de la interceptación de precipitación por la cubierta forestal en las macrocuencas, la hipótesis asumida de un comportamiento medio dentro del rango medido en las microcuencas resulta una limitante para su aplicación en otros sitios, donde las características estructurales del dosel difieran de las estimadas en esta implementación. Es decir, diferentes especies, densidades de plantación, montes de rebrote o incluso monte nativo.

8.3. Líneas a futuro

Se evidencia la necesidad de mantener programas de monitoreo de largo plazo, a efectos de validar las tendencias identificadas en cuanto a los efectos que produce la sustitución de pasturas naturales por plantaciones forestales. En términos de los indicadores hidrológicos esto se justifica principalmente por las diferencias observadas entre los resultados de los distintos pares de microcuencas, además de la necesidad de ampliar la representación de la variabilidad climática característica de nuestro país.

En relación al indicador intercepción, se pretende continuar trabajando en tres ejes: i) relacionar los parámetros del modelo de intercepción a parámetros más fácilmente medibles, como el índice de área foliar; ii) incorporar la variación de la superficie forestada en el tiempo y iii) ajustar los parámetros estructurales del dosel forestal para otras especies, edades y densidades de plantación.

El efecto combinado del uso de suelo forestal con la actividad ganadera quedó de manifiesto en los resultados obtenidos para los indicadores de calidad de agua, biológicos y funcionales. Por lo tanto resulta de interés en esta línea evaluar la actividad forestal con exclusión de ganadería. Además los modelos estadísticos desarrollados para éstos indicadores, requerirán de validación y ajuste periódico, incluyendo un mayor número de sitios en áreas forestales y/o la incorporación de la variabilidad interanual en las 30 microcuencas analizadas.

Los avances de conocimiento en cuanto a la implementación de modelos hidrológicos de paso diario implican la necesidad de profundizar en varios aspectos: i) profundizar en técnicas de optimización de modelos hidrológicos que incorporen datos blandos; ii) mejorar la implementación del proceso de intercepción en el modelo SWAT; iii) avanzar a la regionalización de (algunos) parámetros en el modelo HBV; iv) avanzar en la vinculación entre la variación de los parámetros edáficos en los modelos VisualBalan y SWAT y las diferencias medidas in-situ particularmente de retención de agua por parte del suelo.

Finalmente se destaca que se ha propuesto darle continuidad al desarrollo de la herramienta, junto a las empresas que forman parte de este proyecto. Se buscará lograr que la herramienta esté disponible en la página web del proyecto (<https://www.fing.edu.uy/imfia/proyectos/hidroforestal/>), mediante una interface geográfica, con una modalidad interactiva que incluya la generación de reportes y gráficos.

Apéndices

Apéndice A

Base de datos

A.1. Microcuencas

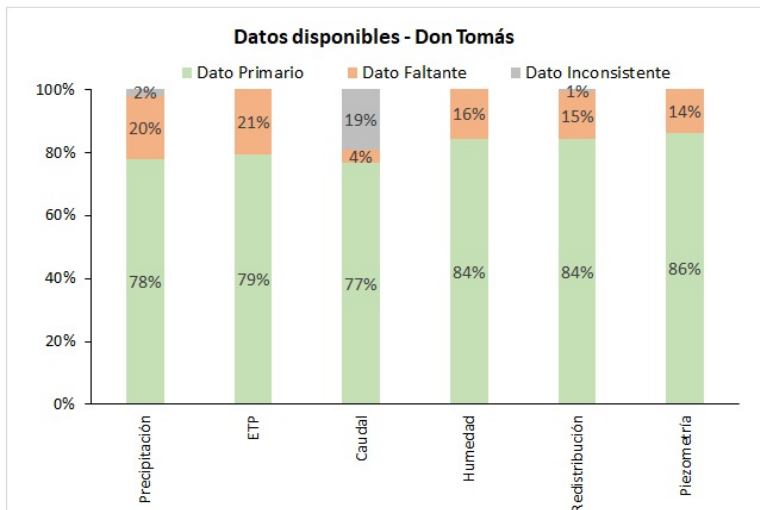


Figura A.1.1: Disponibilidad de datos: DTf

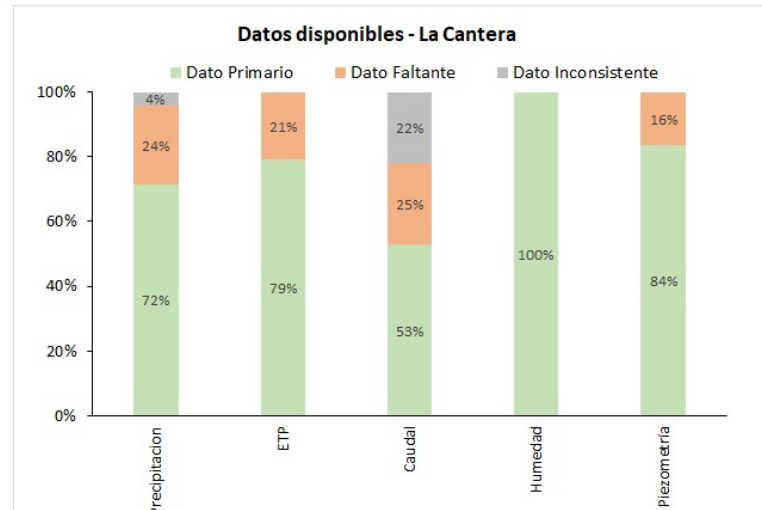


Figura A.1.2: Disponibilidad de datos: LCp

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

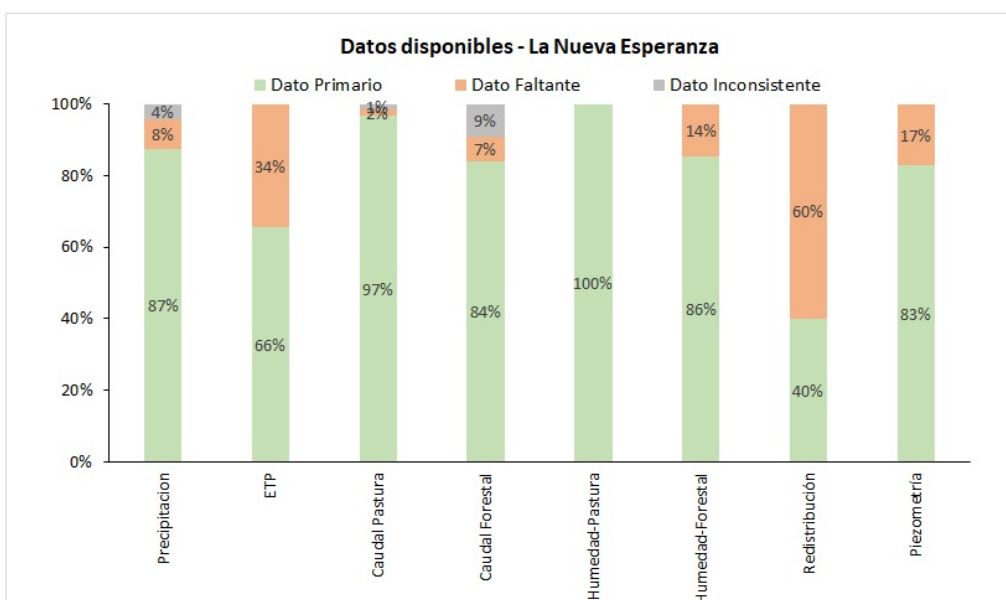


Figura A.1.3: Disponibilidad de datos: La NE.

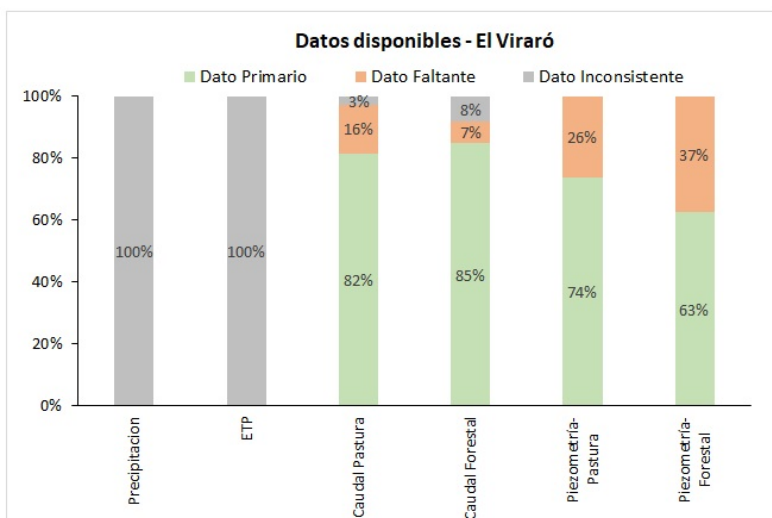


Figura A.1.4: Disponibilidad de datos: EV

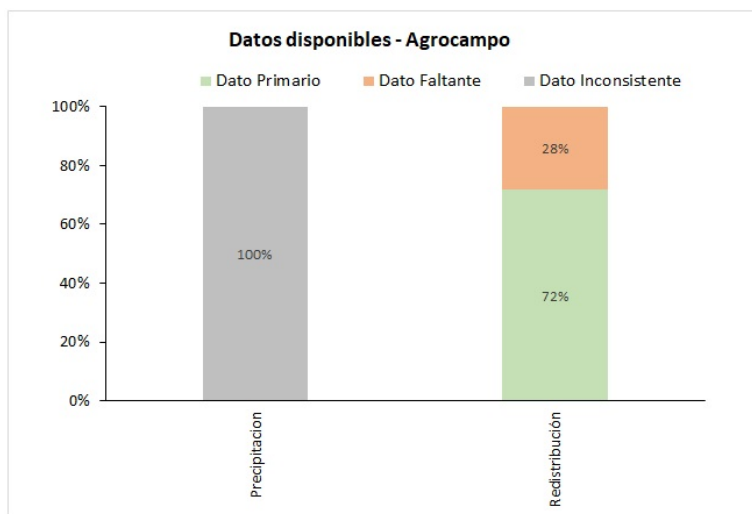


Figura A.1.5: Disponibilidad de datos: FAS

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

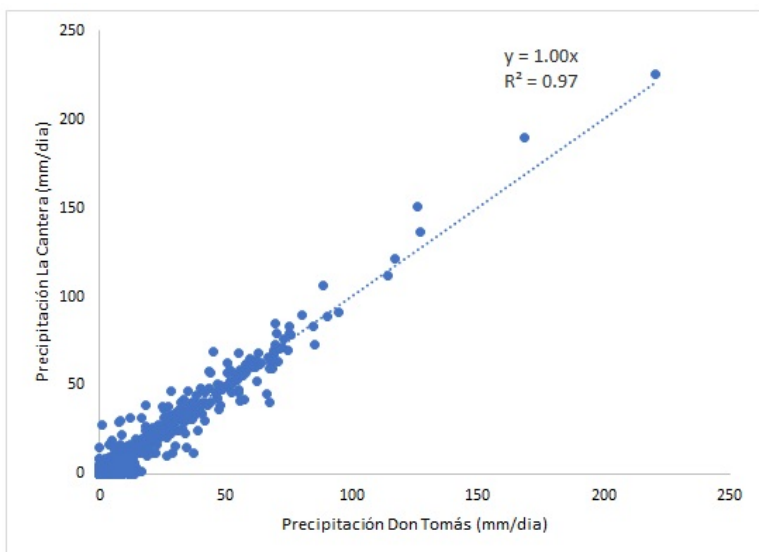


Figura A.1.6: Correlación Precipitación: DTf y LCp

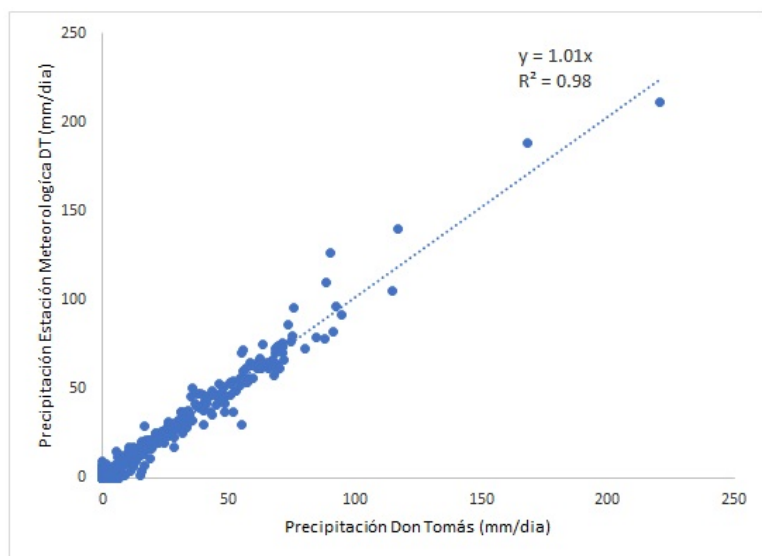


Figura A.1.7: Correlación Precipitación: DTf y Estación Pluviométrica DT

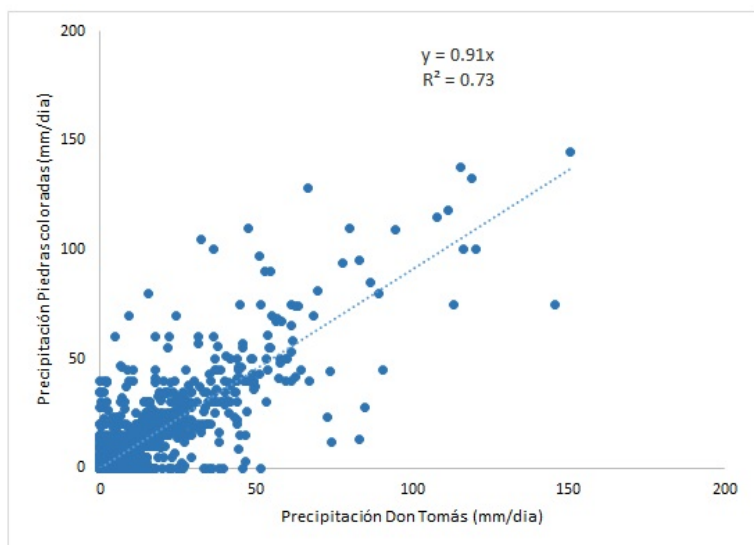


Figura A.1.8: Correlación Precipitación: DTf y Piedras Coloradas

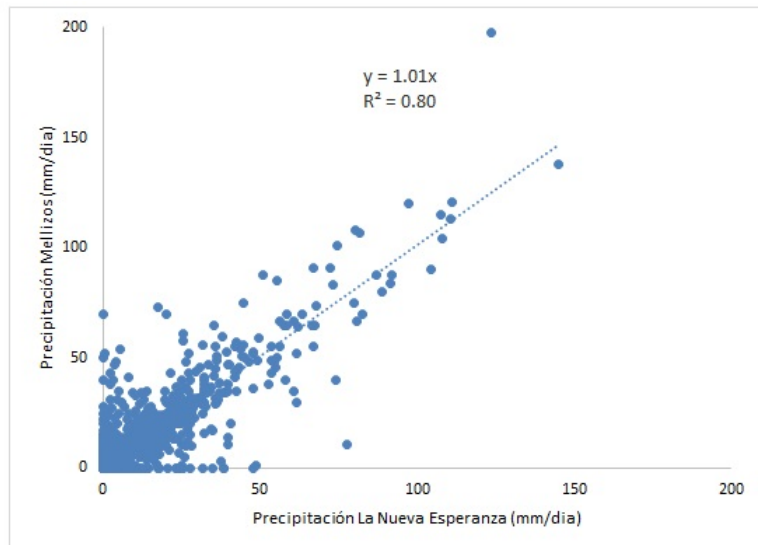


Figura A.1.9: Correlación Precipitación: La NE y Mellizos

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

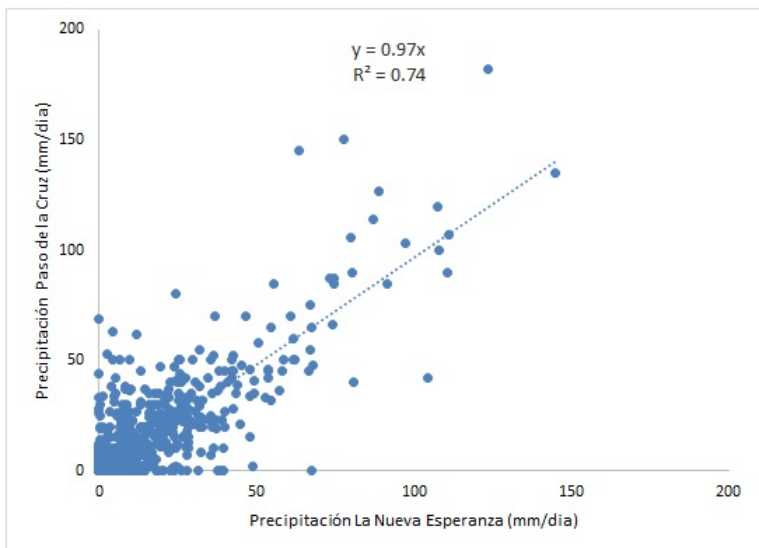


Figura A.1.10: Correlación Precipitación: La NE y Paso de la Cruz

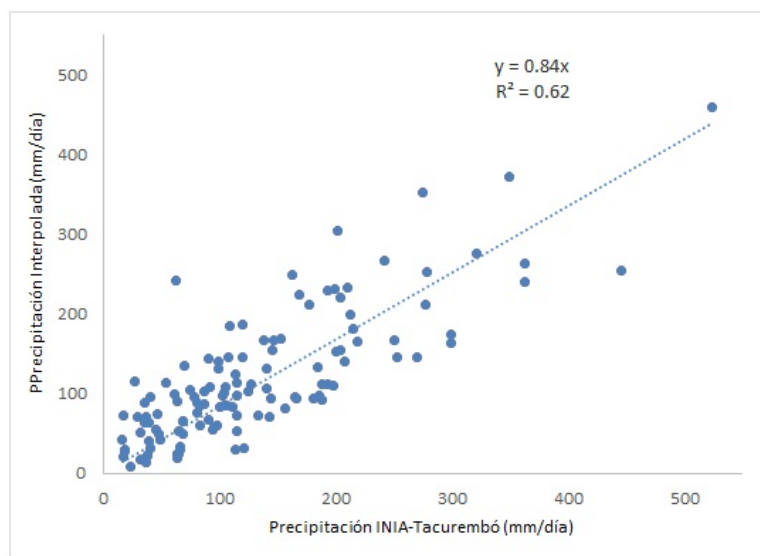
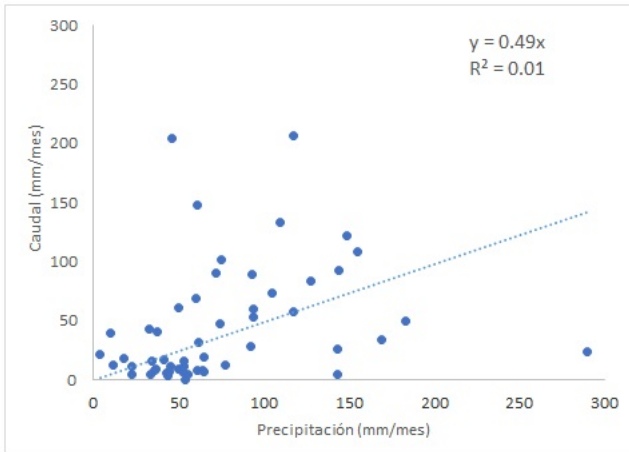


Figura A.1.11: Correlación Precipitación: INIA-Tacurembó e Interpolación estaciones

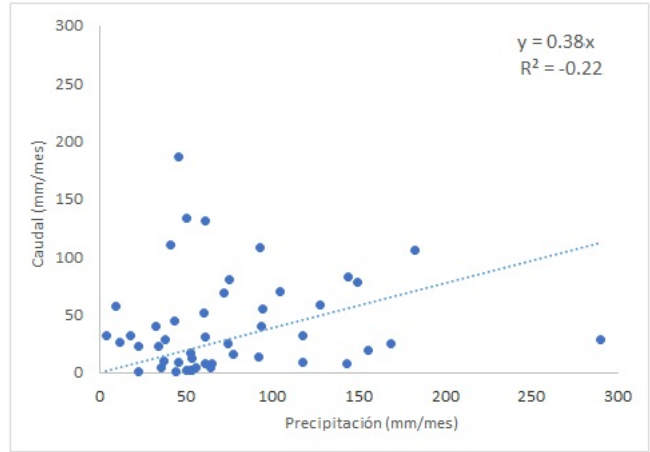
Tabla A.1.1: Resultado de las correlaciones entre estaciones meteorológicas.

Estaciones	R^2	Pendiente
Pluv _{DTf} - Pluv _{LCp}	0.97	1.00
Pluv _{DTf} - PC	0.73	0.91
Pluv _{DTf} - EM _{DTf}	0.98	1.01
NE - Mellizos	0.80	1.01
NE - Paso de la Cruz	0.73	0.97
El Viraró - INIA-Tacuarembó	0.28	0.47
El Viraró - Paso Hondo	0.54	0.89
El Viraró - Clara	0.46	0.80
El Viraró - Curtina	0.43	0.73
INIA-Tacuarembó - Est. UTE	0.52	0.85
INIA-Tacuarembó - Interpolación	0.62	0.84

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

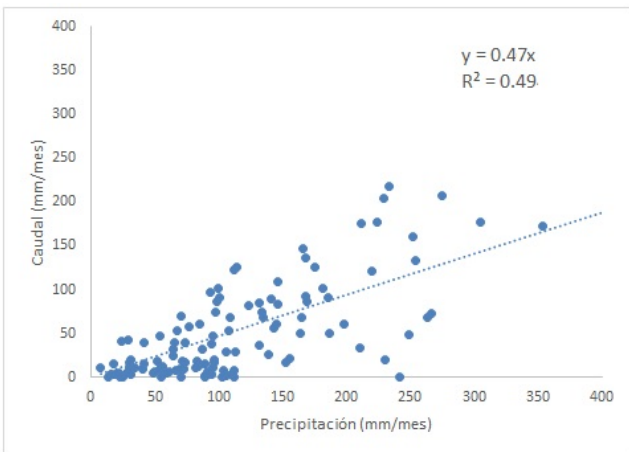


(a) EVf

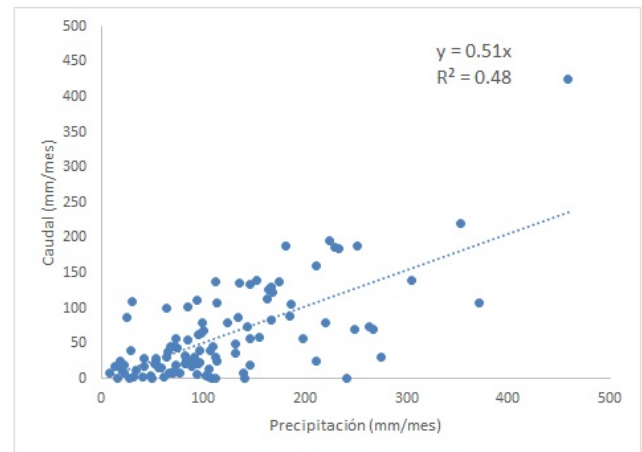


(b) EVp

Figura A.1.12: Relación P-Q: Precipitación estación meteorológica EV



(a) EVf



(b) EVp

Figura A.1.13: Relación P-Q: Serie de precipitación interpolada

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

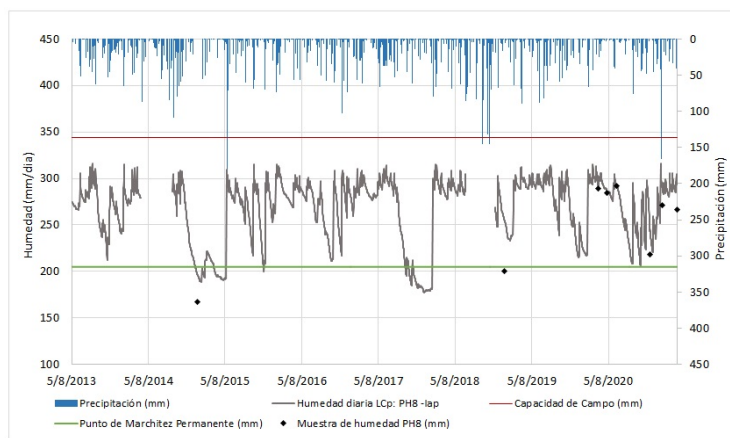


Figura A.1.14: Humedad diaria LCp: sensor PH8

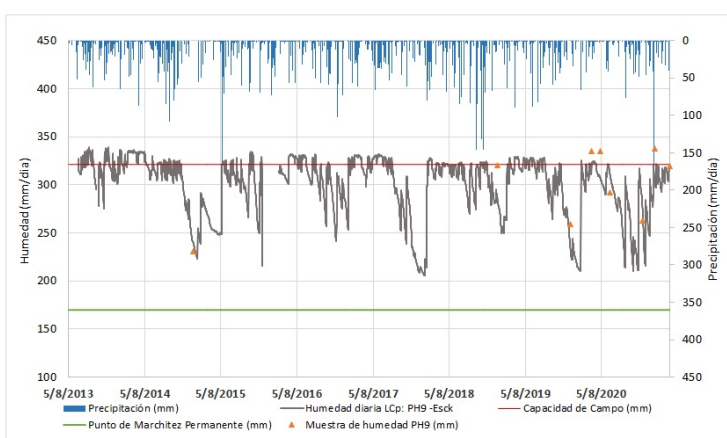


Figura A.1.15: Humedad diaria LCp: sensor PH9

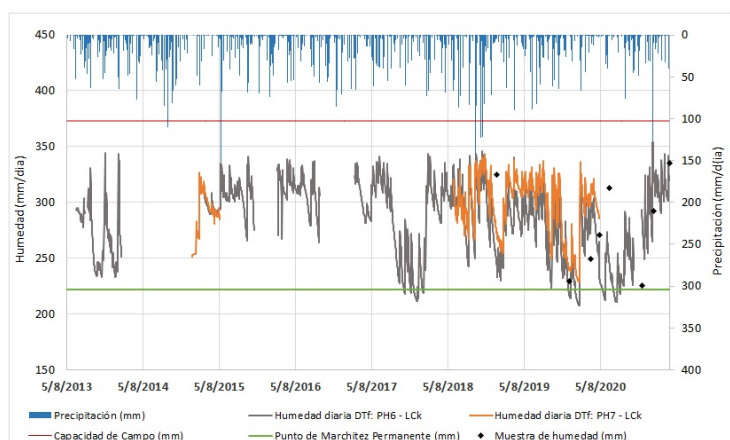


Figura A.1.16: Humedad diaria DTf: sensores PH6 y PH7

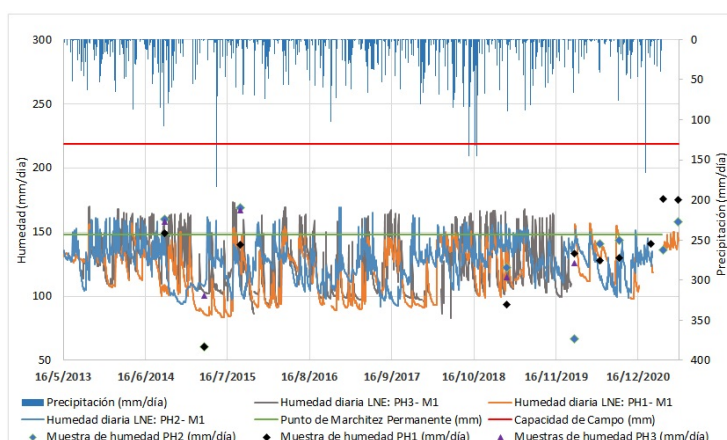


Figura A.1.17: Humedad diaria NE: sensores PH1, PH2 y PH3

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

A.2. Calidad de agua y organismos

Tabla A.2.1: Sitios de muestreo y sus valores de área de la cuenca y porcentaje de área forestada (Forest (%)). Valores obtenidos de las variables fisicoquímicas del agua en los sitios del área de estudio en las estaciones de verano e invierno. PT= Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); PTD= Fósforo total disuelto ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); PO4= Fosfato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); NT= Nitrógeno total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); NTD= Nitrógeno total disponible ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); NO3= Nitrato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); NH4= Amonio ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); Temp= Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); k= Conductividad específica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); STD: Sólidos disueltos totales ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); OD= Oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Sitios	Área de la cuenca	Forest (%)	Estación	PT	PTD	PO4	NT	NTD	NO3	NH4	Temp	k	STD	pH	OD
DF-2018-21	374.69	96.30	verano	46.52	43.30	31.70	630.39	517.43	299.09	17.88	23.72	0.23	0.15	7.11	5.09
			invierno	33.22	24.38	3.25	288.82	227.98	65.90	9.65	11.06	0.56	0.37	7.29	8.94
DF- 2018-17	435.17	85.80	verano	30.44	15.97	1.67	533.57	372.20	261.46	25.72	23.30	0.07	0.04	7.00	7.57
			invierno	34.99	33.22	0.08	424.01	424.01	111.99	0.24	19.38	0.36	0.23	7.55	10.75
DF- 2018-13	119.28	79.37	verano	70.64	30.44	30.12	694.94	517.43	306.61	6.12	28.00	0.09	0.06	7.21	6.30
			invierno	40.30	34.99	1.67	471.33	471.33	75.12	0.00	10.47	0.50	0.33	6.85	4.26
DF-2018-18	699.17	79.11	verano	31.40	22.08	7.67	410.10	317.46	204.84	4.16	23.30	0.05	0.04	6.85	7.28
			invierno	36.76	36.76	7.99	363.18	200.94	130.43	1.03	17.04	0.49	0.32	7.54	13.01
DF- F7	200.92	75.75	verano	20.79	17.58	7.99	356.28	259.23	172.08	2.60	18.74	0.43	0.28	6.95	4.60
			invierno	36.76	33.22	4.83	613.29	613.29	213.40	6.52	12.50	0.15	0.10	6.83	9.76
DF-Forest 3	545.04	74.36	verano	3.10	3.10	1.67	533.57	517.43	299.09	26.51	16.06	0.19	0.13	7.21	7.44
			invierno	17.31	13.77	7.99	396.98	214.46	93.55	8.08	7.58	0.12	0.08	7.73	11.01
DF-2018-1	526.58	67.06	verano	28.83	17.58	3.25	343.05	312.17	306.50	0.00	22.84	0.06	0.04	6.1	6.52
			invierno	31.46	31.46	6.41	424.01	424.01	130.43	0.00	10.45	0.06	0.04	6.89	10.19
DF- 2018-20	349.03	62.89	verano	30.44	28.83	11.15	444.82	420.61	329.19	0.00	23.32	0.28	0.18	6.93	2.28
			invierno	34.99	34.99	3.25	376.70	255.02	47.46	1.81	10.23	0.66	0.43	7.26	7.50
DF- 2018-19	578.74	62.23	verano	69.03	46.52	17.47	945.06	928.92	404.46	5.34	28.69	0.12	0.08	7.83	6.81
			invierno	31.46	31.46	1.67	491.61	288.82	148.87	0.24	11.25	0.25	0.16	7.39	8.18
DF-F5	246.97	61.39	verano	17.58	17.58	9.57	188.65	179.83	134.27	9.65	20.14	0.23	0.15	7.54	6.50
			invierno	70.35	59.75	9.57	701.17	525.41	241.06	10.44	12.55	0.13	0.09	7.16	9.48
DF-DT	217.25	56.41	verano	35.26	24.01	4.83	751.42	396.41	306.61	0.00	19.95	0.59	0.38	7.11	6.66
			invierno	103.95	59.75	4.83	261.78	248.26	75.12	0.00	12.56	0.61	0.40	7.17	11.07
DF- F6F	2975.90	50.32	verano	15.97	12.75	3.25	428.68	348.00	276.51	23.37	23.60	0.49	0.32	7.66	8.46
			invierno	31.46	27.92	1.67	349.66	315.86	185.75	0.00	13.07	0.53	0.34	7.6	11.73
DF- F8F	1438.76	49.21	verano	22.40	11.14	6.41	436.75	356.06	306.61	10.83	19.17	0.48	0.31	7.76	8.25
			invierno	34.99	34.99	11.15	248.26	207.70	102.77	0.00	13.10	0.48	0.31	7.72	13.19
DF-Forest 2	392.30	45.86	verano	6.32	4.71	3.25	307.65	267.31	253.93	4.56	17.32	0.18	0.12	7.43	9.11
			invierno	12.01	12.01	9.57	302.34	302.34	139.65	20.63	7.86	0.28	0.18	7.86	12.54
DF-2018-8	453.22	44.36	verano	27.22	22.40	6.41	268.05	171.01	180.48	1.81	20.82	0.07	0.04	6.97	7.12
			invierno	43.83	43.83	7.99	606.53	491.61	194.97	11.22	11.56	0.05	0.03	8.16	9.81
DF-C7F	1432.70	38.56	verano	123.70	122.10	91.76	395.98	351.87	172.08	8.08	22.58	0.24	0.16	6.8	3.01
			invierno	114.56	103.95	55.41	782.28	728.21	296.38	9.65	12.74	0.11	0.07	7.56	9.95
DF-2018-3	782.09	32.88	verano	36.87	25.62	4.83	462.15	356.28	193.08	0.00	26.17	0.08	0.05	6.86	4.41
			invierno	42.06	31.46	11.15	741.73	363.18	287.16	4.16	9.81	0.05	0.03	6.95	9.59
DF-2018-2	661.30	28.04	verano	32.05	30.44	6.41	400.39	387.16	251.89	0.00	24.46	0.10	0.07	6.45	7.38
			invierno	45.60	34.99	6.41	363.18	363.18	167.31	3.38	10.78	0.06	0.04	7.01	9.85
DF-MFC	1934.36	19.57	verano	9.54	4.71	3.25	219.53	210.71	100.66	0.00	25.77	0.14	0.09	6.81	8.31
			invierno	42.06	42.06	0.87	498.37	464.57	379.35	10.44	14.43	0.05	0.03	7.41	10.55
DF-2018-6	410.16	12.76	verano	27.22	24.01	23.79	281.29	263.64	146.87	0.00	16.35	0.09	0.06	6.67	7.44
			invierno	59.75	40.30	25.38	829.60	599.77	204.19	8.08	12.00	0.05	0.03	7.32	10.61
DF-2018-4	821.49	7.52	verano	32.05	12.75	0.08	563.61	268.05	125.87	4.16	27.94	0.06	0.04	7.01	9.55
			invierno	61.51	45.60	4.83	484.85	464.57	194.97	6.52	9.18	0.04	0.03	7.6	10.61
DF-S16	2251.16	6.19	verano	15.97	7.93	4.83	686.87	654.60	381.88	3.54	28.65	0.36	0.24	8.34	11.17
			invierno	27.92	27.92	3.25	302.34	194.18	185.75	6.52	12.56	0.19	0.12	7.8	11.08
DF-NF6	539.16	3.80	verano	11.14	7.93	6.41	268.05	193.06	142.67	4.16	17.78	0.25	0.16	7.54	6.20
			invierno	26.15	19.08	6.41	336.14	268.54	241.06	15.14	10.63	0.16	0.10	7.49	10.95
DF-S19	33.29	3.34	verano	17.58	6.32	7.99	493.23	436.75	306.61	10.83	24.38	0.35	0.23	7.37	8.45
			invierno	54.44	49.14	6.41	315.86	315.86	148.87	6.52	14.48	0.13	0.08	7.61	10.69
DF-C9	713.84	1.18	verano	41.70	38.48	9.57	237.18	140.13	130.07	1.03	25.94	0.09	0.06	6.79	7.56
			invierno	33.22	31.46	4.83	396.98	302.34	204.19	4.95	14.75	0.04	0.02	7.6	10.17
DF-NF16	878.56	0.46	verano	4.71	4.71	3.25	268.05	131.30	100.66	3.38	19.24	0.17	0.11	6.9	7.39
			invierno	26.15	26.15	6.41	288.82	261.78	139.65	4.16	9.33	0.11	0.07	7.09	10.40
DF-CV	196.42	0.36	verano	15.97	6.32	1.67	307.65	291.52	276.51	10.83	21.16	0.53	0.34	7.39	8.44
			invierno	43.83	26.15	3.25	471.33	207.70	75.12	4.16	12.98	0.55	0.36	7.43	10.12
DF- Monte 2	1017.75	0.31	verano	9.54	4.71	3.25	118.07	109.25	104.87	1.03	21.11	0.43	0.28	7.73	9.53
			invierno	22.62	22.62	6.41	194.18	133.34	10.58	6.52	11.24	0.13	0.08	7.87	11.75
DF-Monte 3	390.32	0.18	verano	11.14	7.93	3.25	122.48	122.48	121.67	0.00	19.23	0.59	0.38	7.56	8.61
			invierno	29.69	22.62	1.67	173.90	167.14	38.24	7.30	12.17	0.13	0.09	7.55	11.42
DF-NF4	639.47	0.05	verano	22.40	14.36	11.15	219.53	188.65	151.07	7.30	17.30	0.26	0.17	7.46	9.54
			invierno	20.85	17.31	4.83	241.50	234.74	222.62	6.52	10.11	0.14	0.09	7.21	10.82

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

Tabla A.2.2: Clasificación de los taxones encontrados en el área de estudio según su tolerancia (T) o sensibilidad (S) a los disturbios y según su grupo trófico (Sh= fragmentadores, CG= colectores recolectores, Sc= raspadores, Ft= filtradores, Pr= depredadores, Pc= Perforadores). Los taxones clasificados como NS tanto para las categorías de Tolerancia/Sensibilidad y grupos tróficos indican que se desconoce cuál es su clasificación.

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Género/Taxón	Tolerancia/ Sensibilidad	Grupo Trófico
Annelida	Hirudinea		Glossiphoniidae	Glossiphoniidae	T	Pr
Annelida	Oligochaeta			Oligochaeta	T	CG
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes		Hydrachnidia	T	Prs
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostroca		Cladocera	T	Ft
Arthropoda	Entognatha	Collembola		Collembola	T	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Curculionidae	Curculionidae	T	Sh
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	Dryops	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Laccophilus	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Hydroporus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Hypodessus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Vatellus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Celina	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Laccornellus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Copelatus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Colymbetinae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Elmidae_ad	S	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Hexacylloepus	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Microcyloepus	S	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Xenelmis	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Luchoelmis	S	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Macrelmis	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Heterelmis	S	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Hydora	S	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Noelmis	S	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae	Gyrinus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Haliplidae	Haliplus	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	Heteroceridae	NS	CG
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrochidae	Hydrochidae	NS	NS
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Berosus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Enocrus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Paracymus	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Crenilis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Derallus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrophilus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrovatus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Gyrinus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Noteridae	Suphisellus	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Noteridae	Suphis	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Psephenidae	Psephenus	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Ptilodactylidae	Ptilodactylidae	NS	Sc
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	Scirtidae	NS	NS
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Sphaeriusidae	Sphaeriusidae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Staphylinidae	Staphylinidae	NS	NS
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Torridincolidae	Ytu	NS	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	NS	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Forcipomyiinae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chaoboridae	Chaoboridae	T	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironominae	T	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Tanytopodinae	T	Ft
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	Culicidae	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	Maurina	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dolichopodidae	Dolichopodidae	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	Empididae	NS	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	Ephydriidae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Limoniidae	Hexatoma	S	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	Clogmia	S	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Sciomyzidae	Sciomyzidae	S	Ft
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	Simulium	NS	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	Stratiomyidae	T	CG
Arthropoda	Insecta	Diptera	Syrphidae	Syrphidae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabanidae	Tabanus	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Tipula	S	CG

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

Tabla A.2.3: Clasificación de los taxones encontrados en el área de estudio según su tolerancia (T) o sensibilidad (S) a los disturbios y según su grupo trófico (Sh= fragmentadores, CG= colectores recolectores, Sc= raspadores, Ft= filtradores, Pr= depredadores, Pc= Perforadores). Los taxones clasificados como NS tanto para las categorías de Tolerancia/Sensibilidad y grupos tróficos indican que se desconoce cuál es su clasificación.

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Género/Taxón	Tolerancia/ Sensibilidad	Grupo Trófico
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Americabaetis	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Camelobaetidium	T	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Callibaetis	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Andesiops	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Caenis	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	Haplohyphes	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	Tricorythopsys	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	Tricorythodes	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Farrodes	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Ulmeritus	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Ulmeritoides	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Needhamellus	S	CG
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Polymitarcyidae	Campsurus	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Belostomatidae	Belostoma	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Belostomatidae	Horvathinia	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Belostomatidae	Lethocerus	NS	Pc
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Corixidae	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	Gerridae	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Hebridae	Lipogomphus	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Helotrephidae	Neotrepes	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Hydrometridae	Limnobatodes	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Hydrometridae	Hydrometra	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	Ambrysus	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	Procryphocricos	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Notonectidae	Buenoa	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Notonectidae	Notonecta	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Pleidae	Paraplea	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Pleidae	Neoplea	NS	Pr
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae	Rhagovelia	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Paraponyx	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Crambinae	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Petrophila	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Oxyelophila	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Elophila	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Argyraetis	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Neargyraetis	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Erebidae	Paracles	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	Pyralidae	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Corydalidae	Corydalus	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Castoraeschna	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Coryphaeschna	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Limnetron	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Aeshnidae	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Neuraeschna	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Anax	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	Mneserate	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Acanthagrion	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Argia	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Cyanallagma	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Oxagrion	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Coenagrionidae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Enallagma	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Neoneura	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Hesperagrion	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Epipleoneura	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Idioneura	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Aphylla	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Cacoides	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Gomphidae	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Phyllocycla	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Phyllogomphoides	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Tibiagomphus	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Archaeogomphus	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Gomphoides	S	Pr

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

Tabla A.2.4: Clasificación de los taxones encontrados en el área de estudio según su tolerancia (T) o sensibilidad (S) a los disturbios y según su grupo trófico (Sh= fragmentadores, CG= colectores recolectores, Sc= raspadores, Ft= filtradores, Pr= depredadores, Pc= Perforadores). Los taxones clasificados como NS tanto para las categorías de Tolerancia/Sensibilidad y grupos tróficos indican que se desconoce cuál es su clasificación.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género/Taxón	Tolerancia/ Sensibilidad	Grupo Trófico
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Libellulidae	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Erythrodiplax	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Sympetrum	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Micrathyria	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Planiplax	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Perithemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Dythemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Libellula	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Macrothemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Argyrothemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Pachydiplax	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Gynothemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Oligoclada	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Orthemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Erythemis	T	Pr
Arthropoda	Insecta	Odonata	Macromiidae	Macromia	NS	Sh
Arthropoda	Insecta	Orthoptera	Orthoptera	Orthoptera	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Gripopterygidae	Gripopteryx	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Gripopterygidae	Paragripopteryx	S	CG
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Gripopterygidae	Tupiperla	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	Anacroneuria	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	Phylloicus	S	CG
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	Mortoniella	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	Helicopsyche	S	Ft
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Smicridea	S	Ft
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Macronema	S	Ft
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Synoestropsis	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Leptonema	S	Ft
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Oxyethira	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Hydroptila	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Neotrichia	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Metrichia	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Rhyacopsyche	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Ochrotrichia	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Tricholeiochiton	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Acostatrachia	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Byrsoteryx	S	Sc
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Netopsyche	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Oecetis	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Brachysetodes	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Grumichella	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Odontoceridae	Marilia	S	Sh
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Philopotamidae	Chimarra	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	Cynellus	S	Pr
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	Polycentropus	T	Sh
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	Hyalella	S	Sh
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Aegliidae	Aegla	T	Sh
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	Palaemonetes	S	Pr
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Trichodactylidae	Trichodactylus	NS	Sh
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Asellidae	Asellus	T	Sh
Arthropoda	Maxillopoda	Copepoda	Copepoda	Copepoda	T	Ft
Arthropoda	Ostracoda		Ostracoda	Ostracoda	T	Ft
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriida	Sphaeriidae	Pisidium	NS	Ft
Mollusca	Bivalvia	Unionoidea	Mycetopodidae	Anodontites	T	Ft
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	Corbicula	T	Ft
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae	Pomacea	T	Sc
Mollusca	Gastropoda	Coenogastropoda	Cochliopidae	Heleobia	NS	Sc
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Tateidae	Potamolithus	NS	Sc
Mollusca	Gastropoda		Chiliniidae	Chilina	NS	Sc
Mollusca	Gastropoda		Lymnaeidae	Lymnaea	T	Sc
Mollusca	Gastropoda		Physidae	Physa	T	Sc
Mollusca	Gastropoda		Planorbidae	Planorbidae	T	Sc
Nematoda			Nematoda	Nematoda	T	Pr
Platyhelminthes	Rhabditophora	Tricladida	Dugesidae	Dugesidae	T	Pr
Platyhelminthes	Turbellaria	Temnocephalida	Temnocephalidae	Temnocephala	T	Prs

APÉNDICE A. BASE DE DATOS

Tabla A.2.5: Clasificación de las especies de peces encontrados en el área de estudio según su grupo trófico.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Grupo Trófico	
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax dissensus</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Astyanax jacuhiensis</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Astyanax stenohalinus</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Astyanax xiru</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Bryconamericus iheringii</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Charax stenopterus</i>	Dientudo jorobado	Invertívoro	
		<i>Cheirodon interruptus</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Cyanocharax alburnus</i>	Mojarra	Invertívoro	
		<i>Cyanocharax uruguayensis</i>	Mojarra	Invertívoro	
		<i>Diapoma terofali</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Ectreopopterus uruguayensis</i>	Mojarra	Invertívoro	
		<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Hyphessobrycon togoi</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Mimagoniates inaequalis</i>	Mojarra	Omnívoro	
		<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Dientudo	Invertívoro	
		<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	Mojarra aletuda	Invertívoro	
		Crenuchidae	<i>Characidium pterostictum</i>	Mariposa	Invertívoro
			<i>Characidium rachovii</i>	Mariposa	Invertívoro
			<i>Characidium tenue</i>	Mariposa	Invertívoro
			Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>	Sabalito
		<i>Steindachnerina biornata</i>		Sabalito	Detritívoro
		Erythrinidae	<i>Hoplias argentinensis</i>	Tararira	Piscívoro
			Cichlidae	<i>Australoheros facetus</i>	Castañeta
		<i>Australoheros scitulus</i>		Castañeta	Invertívoro
<i>Crenicichla lepidota</i>	Cabeza amarga	Invertívoro			
<i>Crenicichla missioneira</i>	Cabeza amarga	Invertívoro			
<i>Crenicichla scottii</i>	Cabeza amarga	Invertívoro			
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	Castañeta	Omnívoro			
<i>Gymnogeophagus mekinos</i>	Castañeta	Omnívoro			
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	Castañeta	Omnívoro			
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	Castañeta	Omnívoro			
<i>Gymnogeophagus terrapurpura</i>	Castañeta	Omnívoro			
Cichliformes	Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i>		Overito	Invertívoro
		<i>Jenynsia onca</i>		Overito	Invertívoro
Cyprinodontiformes	Poecilidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>		Madrecita	Invertívoro
		<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		Madrecita	Invertívoro
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus omarorum</i>	Banderita	Invertívoro	
	Siluriformes	Aspredinidae	<i>Bunocephalus doriae</i>	Guitarra	Detritívoro
Callichthyidae		<i>Callichthys callichthys</i>	Cascarudo	Omnívoro	
	<i>Corydoras paleatus</i>	Limpia fondos	Omnívoro		
	Heptapteridae	<i>Heptapterus mustelinus</i>	Bagre anguila	Invertívoro	
		<i>Pimelodella australis</i>	Burrito	Omnívoro	
		<i>Rhamdella longiuscula</i>	Bagre	Omnívoro	
		<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre negro	Invertívoro	
	Loricariidae	<i>Ancistrus taunayi</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
		<i>Hisonotus nigricauda</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
		<i>Hypostomus aspilogaster</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
		<i>Hypostomus commersoni</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
		<i>Otocinclus arnoldi</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
		<i>Rineloricaria longicauda</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
	Loricariidae	<i>Rineloricaria longicauda</i>	Vieja del agua	Detritívoro	
		Pseudopimelodidae	<i>Microglanis cottoides</i>	Manguruyú	Invertívoro
Synbranchiformes	Trichomycteridae	<i>Scleronema angustirostre</i>	Bagre de la arena	Detritívoro	
	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Anguila	Invertívoro	

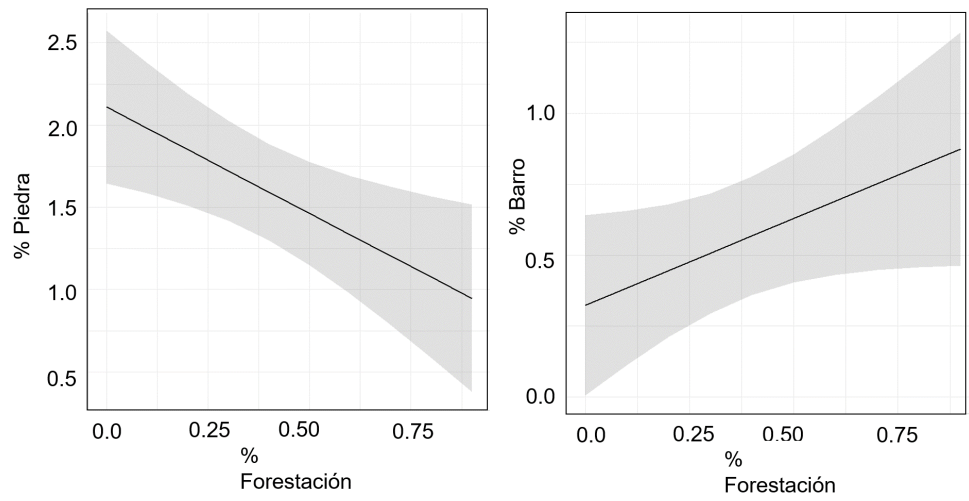


Figura A.2.1: Representación gráfica de los modelos lineales donde se compara el porcentaje de sustrato Piedra (izquierda) o Barro (Derecha) con respecto al porcentaje de forestación en la cuenca.

Apéndice B

Balance hídrico

Se incluyen en este Anexo los datos anuales y estacionales para cada variable del balance hídrico en las 6 microcuencas de la red de monitoreo.

Tabla B.0.1: Balance hídrico anual (en mm) medido en las microcuencas DTf y LCp: precipitación incidente (P), interceptación (I), variación del contenido de agua en el suelo (ΔS), caudal específico (Q_s), evapotranspiración (ET) estimada por diferencia de las anteriores y evapotranspiración real (ETR) como suma de ET e I.

Año hídrico	Microcuenca DTf						Microcuenca LCp			
	P	I	Q_s	ΔS	ET	ETR	P	Q_s	ΔS	ETR
Abr07-Mar 08	1005	209	337	-26	485	693	993	654	-69	408
Abr08-Mar 09	763	164	57	-11	553	717	785	370	36	379
Abr09-Mar 10	1929	353	645	-14	946	1299	1942	1149	-2	795
Abr10-Mar 11	914	184	300		431	615	904	542		362
Abr11-Mar 12	1492	276	568		648	924	1517	734		782
Abr12-Mar 13	2046	367	891		788	1155	2013	1232		781
Abr13-Mar 14	1372	277	302	-5	798	1075	1344	750	-6	601
Abr14-Mar 15(*)	1764	225	687	-13	866	1090	1757	1088	-73	742
Abr15-Mar 16	1204	0	458	-15	761	761	1234	588	48	597
Abr16-Mar 17	1606	0	649	50	907	907	1588	913	8	666
Abr17-Mar 18	1400	340	614	-23	469	809	1395	842	-78	631
Abr18-Mar 19	2485	553	1019	-7	921	1474	2541	1577	71	892
Abr19-Mar 20	1526	378	270	-24	901	1279	1513	834	-38	717
Abr20-Mar 21	967	257	102	39	569	826	1021	418	58	545

(*) Cosecha y replantación en DTf

APÉNDICE B. BALANCE HÍDRICO

Tabla B.0.2: Balance hídrico estacional (en mm) medido en las microcuencas DTf y LCp: precipitación incidente (P), interceptión (I), variación del contenido de agua en el suelo (ΔS), caudal específico (Q_s), evapotranspiración (ET) estimada por diferencia de las anteriores y evapotranspiración real (ETR) como suma de ET e I.

Semestre	Microcuenca DTf						Microcuenca LCp			
	P	I	Q_s	ΔS	ET	ETR	P	Q_s	ΔS	ETR
Oct06-Mar07	1084	205	147	69	663	868	1072	564	95	413
Abr07-Set 07	407	83	224	-34	135	217	396	373	-31	54
Oct 07-Mar08	598	126	114	8	350	476	597	281	-38	354
Abr08-Set 08	297	57	46	-8	201	259	306	178	40	88
Oct 08-Mar09	466	107	10	-3	352	459	479	192	-4	292
Abr09-Set09	269	64	37	-14	183	247	267	153	-2	115
Oct 09-Mar10	1660	289	608		763	1052	1675	996		679
Abr10-Set10	518	94	245		179	272	500	355		145
Oct 10-Mar11	397	90	55		252	342	404	186		218
Abr11-Set11	767	134	294		338	472	758	374		384
Oct 11-Mar12	725	142	274		310	451	759	360		399
Abr12-Set12	666	121	261		284	405	698	500		198
Oct12-Marz13	1380	246	630		504	750	1315	732		582
Abr13-Sept13	521	98	193		230	328	510	367		143
Oct13-Marz14	851	180	109	-5.5	568	748	834	383	-6	458
Abr14-Sept14	697	129	287	-6.3	287	415	701	507	20	173
Oct14-Marz15(*)	1068	96	399	-6.4	579	675	1056	581	-93	568
Abr15-Sept15	618	0	276	-6.4	349	349	667	361	84	222
Oct15-Marz16	585	0	182	-8.5	411	411	567	227	-36	376
Abr16-Sept16	774	0	489	4.6	280	280	759	507	30	222
Oct16-Marz17	832	0	159	45.2	627	627	829	407	-22	444
Abr17-Sept17	914	207	465	-13.2	255	463	895	552	41	302
Oct17-Marz18	486	133	149	-9.8	214	347	500	289	-119	329
Abr18-Sept18	1095	243	437	-12.1	427	670	1132	651	127	353
Oct18-Marz19	1391	310	582	4.9	494	804	1409	926	-57	539
Abr19-Sept19	673	170	156	-16.7	364	534	658	409	32	217
Oct19-Marz20	853	209	114	-6.8	537	746	855	425	-70	500
Abr20-Sept20	422	112	64	20.1	226	337	461	243	60	159
Oct21-Marz21	545	145	38	18.9	344	489	560	175	-2	386

(*) Cosecha y replantación en DTf

APÉNDICE B. BALANCE HÍDRICO

Tabla B.0.3: Balance hídrico anual (en mm) medido en las microcuencas NEf y NEp: precipitación incidente (P), intercepción (I), variación del contenido de agua en el suelo (ΔS), caudal específico (Q_s), evapotranspiración (ET) estimada por diferencia de las anteriores y evapotranspiración real (ETR) como suma de ET e I.

Año hídrico	Microcuenca NEf						Microcuenca NEp			
	P	I	Q_s	ΔS	ET	ETR	P	Q_s	ΔS	ETR
Abr08-Mar 09	1180		260		920	920	1180	147		1033
Abr09-Mar 10	2030		787		1243	1243	2030	858		1172
Abr10-Mar 11	1013		279		734	734	1013	187		825
Abr11-Mar 12(*)	1554	0	505		1049	1049	1554	466		1088
Abr12-Mar 13	1536	0	510		1026	1026	1536	587		949
Abr13-Mar 14	1314	388	388	17	522	909	1314	575	2	737
Abr14-Mar 15	1537	441	503	-45	639	1080	1537	587	-37	988
Abr15-Mar 16	1226	330	269	-6	633	963	1226	315	20	891
Abr16-Mar 17	1507	436	663	2	406	841	1507	735	-8	780
Abr17-Mar 18	1356	409	221	-4	730	1139	1356	374	3	979
Abr18-Mar 19	2378	611	1023	15	729	1340	2378	1769	12	597
Abr19-Mar 20	1412	405	439	4	564	969	1412	622	-9	799
Abr20-Mar 21	779	230	162	-13	400	631	779	153	8	619

(*) Plantación en NEf

APÉNDICE B. BALANCE HÍDRICO

Tabla B.0.4: Balance hídrico estacional (en mm) medido en las microcuencas NEf y NEp: precipitación incidente (P), interceptación (I), variación del contenido de agua en el suelo (ΔS), caudal específico (Q_s), evapotranspiración (ET) estimada por diferencia de las anteriores y evapotranspiración real (ETR) como suma de ET e I.

Semestre	Microcuenca NEf						Microcuenca NEp			
	P	I	Q_s	ΔS	ET	ETR	P	Q_s	ΔS	ETR
Abr08-Set 08	467		116		351	351	467	48		420
Oct 08-Mar09	713		143		569	569	713	99		613
Abr09-Set09	421		91		330	330	421	58		363
Oct 09-Mar10	1608		696		913	913	1608	800		808
Abr10-Set10	512		221		290	290	512	165		347
Oct 10-Mar11	501		57		444	444	501	23		478
Abr11-Set11(*)	740	0	322		418	418	740	311		429
Oct 11-Mar12	814	0	183		631	631	814	156		659
Abr12-Set12	563	0	186		376	376	563	261		302
Oct12-Marz13	974	0	324		650	650	974	326		648
Abr13-Sept13	561	152	197	3	209	362	561	302		260
Oct13-Marz14	753	235	191	14	313	548	753	274	2	477
Abr14-Sept14	649	186	257	-12	217	404	649	326	-3	325
Oct14-Marz15	889	255	246	-33	421	676	889	260	-35	663
Abr15-Sept15	629	156	208	19	245	402	629	257	29	343
Oct15-Marz16	597	174	61	-25	388	562	597	58	-9	548
Abr16-Sept16	785	223	401	3	158	381	785	602	-3	186
Oct16-Marz17	721	213	262	-2	247	460	721	133	-6	594
Abr17-Sept17	792	232	182	41	337	569	792	318	8	466
Oct17-Marz18	564	177	39	-45	393	570	564	56	-5	512
Abr18-Sept18	1092	283	403	69	336	619	1092	815	26	251
Oct18-Marz19	1286	328	619	-54	393	721	1286	954	-14	346
Abr19-Sept19	712	200	311	-7	207	408	712	427	8	276
Oct19-Marz20	701	205	127	12	357	562	701	195	-18	523
Abr20-Sept20	409	122	131	12	144	266	409	110	13	286
Oct21-Marz21	370	108	31	-25	256	364	370	43	-5	332

(*) Plantación en NEf

APÉNDICE B. BALANCE HÍDRICO

Tabla B.0.5: Balance hídrico anual (en mm) medido en las microcuencas EVf y EVp: precipitación incidente (P), intercepción (I), variación del contenido de agua en el suelo (ΔS), caudal específico (Q_s), evapotranspiración (ET) estimada por diferencia de las anteriores y evapotranspiración real (ETR) como suma de ET e I.

Año hídrico	Microcuenca EVf						Microcuenca EVp			
	P	I ^(**)	Q_s	ΔS ^(***)	ET	ETR	P	Q_s	ΔS	ETR
Abr11-Mar 12	1155		s/d		s/d	s/d	1155	735		420
Abr12-Mar 13	1246		717		529	529	1246	828		418
Abr13-Mar 14	1784		599		1184	1184	1784	1111		673
Abr14-Mar 15	1693		637		1056	1056	1693	978		715
Abr15-Mar 16	1339		481		858	858	1339	515		824
Abr16-Mar 17 ^(*)	1778		s/d		s/d	s/d	1778	1120		658
Abr17-Mar 18	1254		710		544	544	1254	692		562
Abr18-Mar 19	1811	484	769		558	1042	1811	774		1036
Abr19-Mar 20	1258	370	510		378	748	1258	434		824
Abr20-Mar 21	958	275	206		477	752	958	317		641

(*) Plantación en EVf

(**) la Intercepción en EVf es estimada ya que no hay mediciones del sitio

(***) la diferencia de agua en el suelo anual se aproxima a cero ya que no hay mediciones en el sitio

Apéndice C

Estimación de la recarga de agua subterránea

C.1. Introducción

La recarga a los acuíferos es un fenómeno complejo, con numerosas ramificaciones e interconexiones en cuanto a procesos y relaciones con otras fases del ciclo hidrológico (Custodio et al. 2021) y su comprensión es esencial para el correcto manejo de los recursos hídricos y modelación numérica así como del transporte subsuperficial de contaminantes (Healy 2010). Esta complejidad conlleva una incertidumbre epistemológica intrínseca, a la que se suma la debida a las deficiencias, errores y vacíos en las observaciones y mediciones. También es necesario conocer la incertidumbre para definir los resultados obtenidos así como comparar entre diferentes metodologías implementadas. Cada caso debe considerarse en una escala adecuada, para no cometer errores, que de otro modo, pueden llegar a ser significativos.

En este capítulo se define recarga como la recarga natural y no la posible recarga producida por acciones humanas con el objetivo de modificar, potenciar o producir recarga, denominada recarga artificial. Healy 2010 define la recarga como el flujo de agua que alcanza el nivel freático incorporándose al almacenamiento subterráneo. En esta definición no se incluye o considera flujo desde otro sistema subterráneo adyacente.

McCulloch y Robinson 1993 establecen que el principal impacto que la forestación tiene en los recursos hídricos, sin importar el tipo de cobertura forestal, es una reducción en la proporción total de la lluvia que alcanza la superficie para ser infiltrada o para escorrentía superficial, debido fundamentalmente a la intercepción del dosel forestal. Los mismos autores plantean que la infiltración bajo forestación es más eficiente. Sin embargo, cuando el suelo lo permite, las raíces de los árboles alcanzan mayor profundidad y los requerimientos hídricos de los árboles son mayores a los de una pastura. El resultado combinado de ambos efectos resulta en una extracción mayor de agua desde el suelo. Kienzle 1992 emplearon el modelo agrohídrológico de paso diario ACRU para 34 años de datos en cuencas forestadas con Eucalyptus en Sudáfrica y determinaron que el descenso del nivel freático es de hasta 12 m para zonas con suelos profundos arenosos. Moss y Edmunds 1992 establecieron en un acuífero de areniscas en Inglaterra con una precipitación anual promedio de 720 mm, que la tasa de recarga empleando balance de masa del ión cloruro bajo forestación de coníferas es al menos tres veces menor respecto a zonas con vegetación más baja. También en Inglaterra, Calder et al. 2003 establecieron que la recarga disminuyó hasta en

un 75 % en forestación con *Pinus* respecto a pasturas y que la recarga bajo forestación sólo ocurre en momentos de precipitación por encima de la media anual. Allison et al. 1990 estableció que en Australia el cambio de uso de suelo natural a agricultura sin riego aumentó la recarga en hasta dos órdenes. Fan et al. 2014, establecieron que en un acuífero somero de arenas en Australia, bajo forestación, la recarga respecto a la precipitación total fue 13 % menor respecto a pasturas (52 %-39 %). La reducción se debió fundamentalmente a la intercepción del dosel vegetal y reducida capacidad de almacenamiento de la zona vadosa. Sin embargo, Weingartner et al. 2003 mostraron que los bosques aumentan los flujos base de los cauces y FAO (2008) establecen que mientras que los bosques consumen más agua respecto a pasturas incrementan la capacidad de infiltración de los suelos. Por último, Allen y Chapman 2001, plantean que es necesario considerar la compleja interrelación entre numerosos factores como son uso de suelo precipitación, evapotranspiración, la distribución espacial y altitud de la piezometría así como la anisotropía natural del sistema agua superficial-subterránea. Los mismos autores plantean que la forestación en particular tiene impacto en ambos cuerpos de agua y que si bien esos impactos son más fácilmente documentable para el agua superficial, podrían ser igual de importantes respecto al agua subterránea. Como se detalla anteriormente, el impacto que tiene la forestación sobre la recarga del agua subterránea, puede ser variable dependiendo de diversos factores.

Coes et al. 2007 plantea que la determinación de las tasas de recarga de agua subterránea es inherentemente difícil de definir debido a las incertidumbres y asunciones con diferentes métodos de análisis y debido a que varios métodos de cuantificación difieren en el tipo de recarga y escalas de tiempo y espacio representado. Debido a que las diferentes técnicas tienen diferentes limitaciones, investigadores emplean múltiples metodologías para restringir las estimaciones de recarga y refinar el conocimiento conceptual de la recarga.

Como plantea Healy 2010, la estimación de la recarga es un proceso iterativo con continuo refinamiento y la estimación de la recarga puede permitir el refinamiento del modelo conceptual y en todo caso derivar en el uso de técnicas alternativas de estimación. Según Lerner et al. 1990, es esencial que todo método de estimación de la recarga considere los siguientes aspectos:

- I) Balance de agua. Un balance hídrico debe cuantificar el agua disponible y la magnitud que puede convertirse en recarga, debiendo acotar la magnitud de una posible estimación por exceso o por defecto. Se deben identificar los mecanismos y procesos de recarga.
- II) Errores de estimación. Un buen método de cálculo debe estimar la recarga con errores pequeños, siendo deseable que la estimación no sea muy sensible a parámetros difíciles de determinar. Los métodos de balance de agua suelen determinar la recarga como una pequeña diferencia entre dos magnitudes grandes y con incertidumbre, por lo que inherentemente comportan grandes errores. Los métodos basados en la descripción del flujo en la zona no saturada tropiezan con la dificultad de la determinación de sus parámetros. Las técnicas de balance químico e isotópico ambiental requieren de largos periodos de observación para reducir la incertidumbre.
- III) Aplicabilidad y coste. Los métodos que requieren gran cantidad de datos e información muy especializada pueden no ser aplicables fuera del ámbito de la investigación. El coste puede limitar la aplicación práctica de un método.
- IV) Extrapolación. La planificación y gestión de los recursos subterráneos requiere disponer de estimaciones de la recarga para periodos largos de tiempo. Los métodos que sólo requieren datos fácilmente disponibles son más adecuados a la hora de extrapolar condiciones que los que requieren información especializada.

En este estudio los métodos empleados para estimar la recarga en las microcuencas experimentales,

según la información disponible o generable, son: i) estimación de recarga mediante el análisis de la fluctuaciones del nivel freático, ii) balance de agua en el suelo empleando el software Visual Balan v2.0 (Samper et al. 2000) y iii) balance en el suelo de la deposición atmosférica de cloruros.

C.2. Modelo conceptual

Para aportar al modelo conceptual existente en cada par de microcuencas, en el presente proyecto, se ha realizado el estudio del medio geológico mediante relevamiento geofísico según el cual se realizaron nuevas perforaciones en cada microcuenca (Sección 2.1.1). Como ya se mencionó anteriormente, también se realizó un estudio hidrogeoquímico que muestra que las aguas analizadas presentan una facie hidroquímica bicarbonatada cálcica, característica de agua de recarga reciente, coherente con la ubicación geográfica de las cuencas en estudio, que se encuentran en la zona de recarga del Sistema Acuífero Mercedes (Hidrogeología 2020). La disolución de carbonatos es el proceso dominante en el sistema de flujo estudiado con un ambiente dominado por carbonatos, mayormente calcita y dolomita en algunas zonas. Para el caso de las microcuencas DTf y LCp, como ya se detalló en la Sección 2.1.1, el medio físico se caracteriza por presentar areniscas de la Fm. Mercedes y Fm. Guichón en los cauces. El comportamiento hidráulico que se desprende de la piezometría muestra que los mayores niveles se encuentran en la zona alta de las microcuencas y disminuye en dirección a los cauces. En este estudio se determinó que el agua de los cauces tienen una composición iónica similar a la del agua subterránea muestreada en los piezómetros. En particular, el cauce de DTf presenta un flujo base proveniente de las líneas de flujo más someras del sistema de flujo subterráneo. Para el caso de LCp, la composición iónica del cauce es muy similar a la del piezómetro bajo, indicando conexión hidráulica entre el medio subterráneo y el cauce superficial.

Silveira et al. 2016, constataron que durante algunos períodos secos, el caudal observado en DTf era intermitente mientras que en LCp siempre mostró un caudal permanente. Esto llevó a los autores a determinar que el caudal permanente observado en LCp podría ser producto del ingreso de agua subterránea desde el exterior de la microcuenca.

Para evaluar este posible ingreso de agua subterránea desde el exterior de las microcuencas, se construyó un piezómetro en la cabecera de cada una de ellas (DTf Entrada y LCp Entrada). El análisis desarrollado se basa en la Ley de Darcy, la cual describe el movimiento de filtración en un medio poroso saturado a partir de la siguiente fórmula:

$$Q = KiA$$

Donde Q es el caudal, k es el coeficiente de permeabilidad, i es el gradiente hidráulico y A es el área transversal al flujo.

En este caso, se considera que los valores de k y A en ambas cuencas son del mismo orden. Por lo tanto, podemos definir que el caudal es en ambas cuencas directamente proporcional al gradiente hidráulico. Partiendo de esta premisa, se analizó el gradiente hidráulico entre los piezómetros ubicados en la cabecera y los piezómetros bajos (DTf Bajo y LCp Bajo) ya existente.

Para calcular el gradiente hidráulico se aplicó la siguiente fórmula:

$$i = \frac{\Delta H}{L}$$

Donde i es el gradiente hidráulico, ΔH es la diferencia de nivel entre los piezómetros y L es la distancia entre estos.

En ambas microcuencas se obtuvieron valores de gradiente del mismo orden, para DTf se obtuvo en promedio un valor de 1.48×10^{-2} y para LCp un valor de 0.56×10^{-2} . Estos resultados confrontan la hipótesis considerada desde el principio del monitoreo en este par de microcuencas, de que la diferencia observada en el flujo base entre ambas se deba a la entrada de agua subterránea desde el exterior de la cuenca. Por este motivo, el procesamiento de la información se hará con las series de datos completas para ambas microcuencas y luego se evaluará la sensibilidad de los resultados para la metodología de variación de niveles freáticos y separación de flujo base, al restar a la serie de caudal diario un valor constante correspondiente al aporte externo de agua subterránea igual en ambas microcuencas. Ese caudal externo es el caudal mínimo observado en LCp (0.35 mm/d) durante el período de mayor déficit hídrico en todo el período de monitoreo, como se muestra en el Sección 3.2.

Para el caso de NE el medio se caracteriza por presentar areniscas de la Fm Mercedes. En función de lo determinado por los perfiles litológicos de los piezómetros, en NEf el estrato de arenas y gravas perteneciente a la Fm. Mercedes parece tener mayor distribución espacial y potencia respecto a la microcuenca NEp. El comportamiento hidráulico que se desprende de la piezometría indica que el flujo subterráneo se mueve de la zona alta de la cuenca hacia los cauces. Esto es confirmado por el análisis hidroquímico realizado que muestra que el cauce de la microcuenca forestal tiene composición iónica similar a los piezómetros P5 y P4 ubicados en la misma cuenca. En cambio el cauce de NEp muestra una composición iónica diferente a la de los piezómetros y podría significar que en el momento de muestreo no tenía una influencia importante de flujo base subterráneo. Probablemente se trate de agua de escorrentía superficial influenciada levemente por aporte de flujo subsuperficial. Este cauce presenta una composición iónica similar a la del piezómetro P1, que muestra un comportamiento piezométrico diferente a las del resto de los piezómetros de estas microcuencas y podrían indicar la existencia de un nivel colgado.

Respecto a la cuantificación del flujo y el balance de masa del recurso hídrico, se detalla a continuación en los respectivos subcapítulos.

C.3. Metodología

C.3.1. Variación de niveles freáticos y separación de flujo base

Para estimar la recarga se realiza un balance de masa en el volumen de agua subterránea combinando dos métodos: separación de flujo base y variación de niveles freáticos. El primero consiste en separar el caudal total que circula por el cauce en: escorrentía superficial (asociada al escurrimiento superficial desde la cuenca en eventos de lluvia) y flujo base, este último se asocia a la descarga del agua subterránea (Risser et al. 2005; Healy 2010). El segundo, se basa en la premisa de que las variaciones de niveles en acuíferos no confinados se debe a la recarga y descarga del agua subterránea (Fan et al. 2014). Como insumo para la cuantificación de estas variaciones, se analiza previamente en forma cualitativa el comportamiento de los niveles freáticos en los piezómetros de los tres pares de microcuencas identificando, cuando es visualmente posible, tendencias y relaciones con el cambio de cobertura vegetal y la variabilidad de la precipitación.

El modelo de separación de flujo base se ha implementado para los 3 pares de microcuencas y consiste en la aplicación de un filtro digital (Eckhardt 2005).

$$Q_{s,srf}^i = \alpha Q_{s,srf}^{i-1} + (1 - \alpha) \frac{(Q_s^i - Q_s^{i-1})}{2}$$

Donde $Q_{s,srf}^i$ es la escorrentía superficial en tiempo i , Q_s^i es el caudal total en el tiempo i , y α es el filtro digital. El flujo base se obtiene restando el caudal de escorrentía al caudal total del cauce.

$$Q_{s,base}^i = Q_s^i - Q_{s,srf}^i$$

Donde $Q_{s,base}^i$ es el flujo base en el tiempo i , Q_s^i es el caudal total en el tiempo i , y $Q_{s,srf}^i$ es la escorrentía superficial en tiempo i .

Por otro lado, para estimar la recarga a partir de las variaciones de los niveles freáticos, se considera que las fluctuaciones equivalen a la variación del volumen de agua subterránea. Esto se representa con la siguiente ecuación:

$$GW_{rec} - GW_{desc} = \pm \Delta GW$$

Donde ΔGW es la variaciones del volumen de agua subterránea, GW_{rec} es la recarga y GW_{desc} es la descarga.

Este método asume la siguiente expresión:

$$GW_{rec} = \begin{cases} \Delta H S_y & Si \ \Delta H > 0 \\ \Delta H \leq 0 & \end{cases}$$

$$GW_{disch} = \begin{cases} 0 & Si \ \Delta H > 0 \\ \Delta H S_y & Si \ \Delta H \leq 0 \end{cases}$$

Donde ΔH es la variación de los niveles freáticos y S_y es el rendimiento específico o porosidad drenable (Specific Yield) del acuífero.

El Specific Yield se calculó a partir de los datos del piezómetro de manera que el drenaje resultante sea equivalente al flujo base calculado a partir del primer método. De esta manera, se valida el valor de recarga resultante.

A nivel general, la aplicación de estos métodos ha requerido:

- Revisión de la base de datos de pluviometría, caudales y piezometría de acuerdo a la calidad de los registros.
- Revisión e inspección visual del hidrograma para determinar el valor óptimo del parámetro alfa del filtro.
- Revisión del valor del specific yield para determinar la correlación entre flujo base y el caudal de descarga definido a partir de la variación de niveles.
- Análisis y valoración de los resultados.

Períodos considerados

El análisis se realizó de manera semestral respetando los períodos de forestación y cosecha para la microcuenca bajo forestación, intentando incluir las mismas condiciones dentro de un mismo período.

El método de separación de flujo base se aplicó en los tres pares de microcuencas. En cambio, el análisis de la variación de los niveles freáticos se realizó únicamente para el par de microcuencas DTf y LCp debido a la cantidad y calidad de datos disponibles.

En la siguiente tabla se detallan los períodos considerados para los tres pares de microcuencas. A efectos de la visualización de los resultados el semestre 1 de cada año comprende el período desde octubre del año anterior y marzo del corriente año, mientras que el semestre 2 corresponde a abril-setiembre de ese mismo año. A modo de ejemplo, el semestre 1_2014 comprende 10/2013-3/2014 y 2_2014 comprende al período 4/2014-9/2014.

Microcuencas	Período	N° Semestres
DTf y LCp	2006-2021	29
NEf y NEp	2008-2021	27
EVf y EVp	2011-2021	20

En cada sitio se consideraron los períodos de forestación y cosecha a efectos de los análisis comparativos. Para las microcuencas forestales, se consideró un período de tres años posterior a la plantación sin intercepción del dosel forestal. Por este motivo, este período se analiza de manera independiente. Misma consideración se realizó en la implementación del VB que se explicará más adelante.

Datos utilizados

En los tres pares de microcuencas se empleó la precipitación diaria medida en cada sitio como se muestra en la Subsección 2.2.1.

Para los tres pares de microcuencas, se emplearon los caudales medidos en el punto de cierre para los períodos considerados. Además, para LCp se completaron los períodos sin datos con los caudales obtenidos con el modelo VB.

Para la selección del piezómetro en cada microcuenca se priorizó su sitio de emplazamiento y la calidad de los registros. Si bien el piezómetro LCp Bajo contaba con mayor densidad de información, la cercanía de su emplazamiento respecto al cauce genera variaciones del nivel freático que no corresponden a procesos de recarga. Por este motivo, para realizar el análisis de variación de niveles en los piezómetros, en DTf y LCp se utilizaron los niveles registrados a lo largo del tiempo en el piezómetro DTf Bajo y LCp Medio respectivamente.

Para NE se consideró que la cantidad y calidad de la información disponible hasta el año 2019 no era suficiente para realizar el análisis de variación de los niveles piezométricos. En el caso ocurre una situación similar y no se tiene una caracterización del medio geológico en detalle.

C.3.2. Balance de agua en el suelo empleando Visual Balan

Una de las herramientas implementadas para estimar la recarga difusa ha sido mediante un balance hídrico en el suelo empleando el código Visual Balan v.2.0 (Samper et al. 2000). La implementación de este modelo se ha realizado a nivel diario aunque el análisis realizado, se ha centrado a nivel mensual

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

ya que el objetivo es el de contar con herramientas de gestión más que de simulación de operativa diaria.

El modelo Visual Balan se ha implementado en los pares de microcuencas experimentales DTf y LCp y también en NEf y NEp. A nivel general, la implementación del modelo ha requerido:

- Revisión de la base de datos piezométricos y de caudales en la red existente y selección de puntos de observación, de acuerdo a la calidad de los registros y el emplazamiento de los pozos.
- Identificación de los períodos a calibrar/validar en función de los períodos de forestación y cosecha.
- Calibración de los modelos de balance hídrico.
- Análisis y valoración de los resultados de los modelos, basados en la coherencia de los mismos, consistencia del modelo, contraste con estimaciones existentes, con calibración de parámetros mediante esquemas simples.

La estimación de la recarga difusa parte de un balance de agua en el suelo y obtiene la recarga en tránsito que luego atravesará verticalmente la zona vadosa o no saturada. En la Figura C.3.1 se presenta el modelo conceptual.

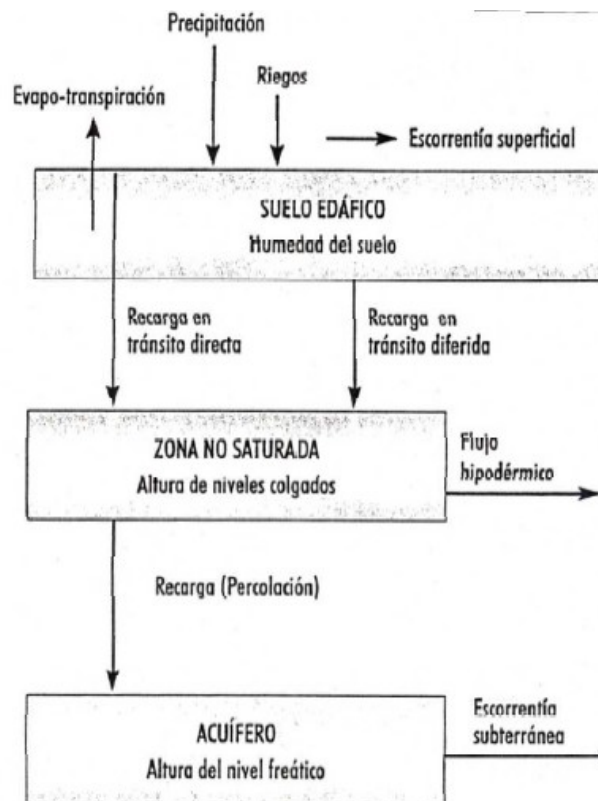


Figura C.3.1: Modelo conceptual del balance de agua en el suelo. Fuente: Manual Visual Balan v2.0.

El modelo se debe calibrar con datos de niveles piezométricos y/o con caudales de cauces superficiales. Dentro de los aspectos que más inciden en el balance de agua en el suelo y su incertidumbre se pueden destacar la precipitación y en particular, el régimen de lluvias. Otros aspectos importantes son el

suelo, la vegetación y su estado, los caminos preferentes por los que pueda ingresar el agua hacia capas más profundas según la morfología del suelo (raíces, cuevas de animales excavadores, grietas en la desecación del terreno o en las rocas), presencia de capas someras de baja permeabilidad que impidan el avance del agua en vertical en los diferentes estratos y los excedentes de riego en la zona de recarga.

En la Figura C.3.2 se presenta el procedimiento de calibración con niveles piezométricos.

Balance en el suelo. Calibración

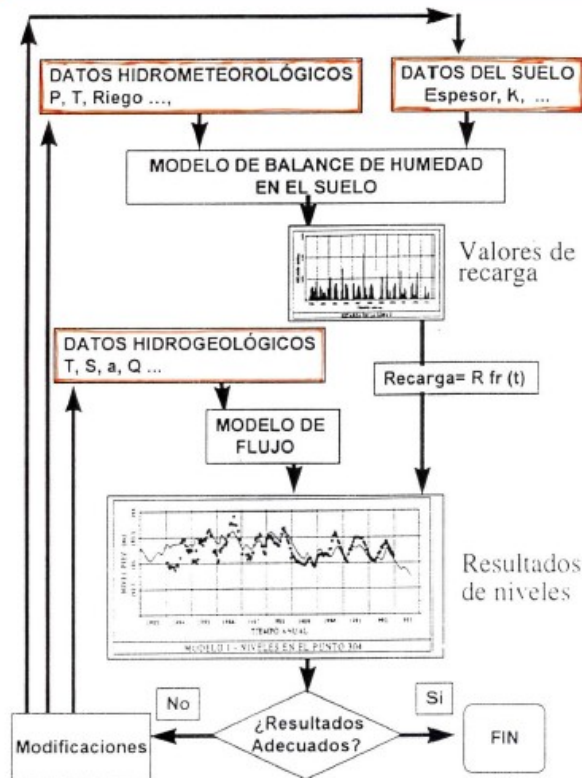


Figura C.3.2: Procedimiento de calibración del balance de agua en el suelo. Fuente: Manual Visual Balan v2.0.

Tras realizar el balance de agua en el suelo, se calcula la recarga en tránsito, que es el flujo vertical del agua a través de la zona edáfica y depende de la conductividad hidráulica y posibles flujos preferentes existentes en los primeros metros del terreno.

Tras el paso por el suelo edáfico, el agua ingresa a la zona no saturada. Los parámetros a incorporar son el coeficiente de percolación y el coeficiente de agotamiento horizontal que define el flujo hipodérmico de la cuenca.

Con la secuencia lógica presentada en la Figura C.3.3, el programa obtiene la evaporación como interceptación, detención superficial o evapotranspiración, la escorrentía superficial y subsuperficial, la recarga en tránsito y la recarga del acuífero. Los resultados diarios se pueden presentar agregados, mensual o anualmente, o darse como promedios mensuales o anuales (Figura C.3.4).

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

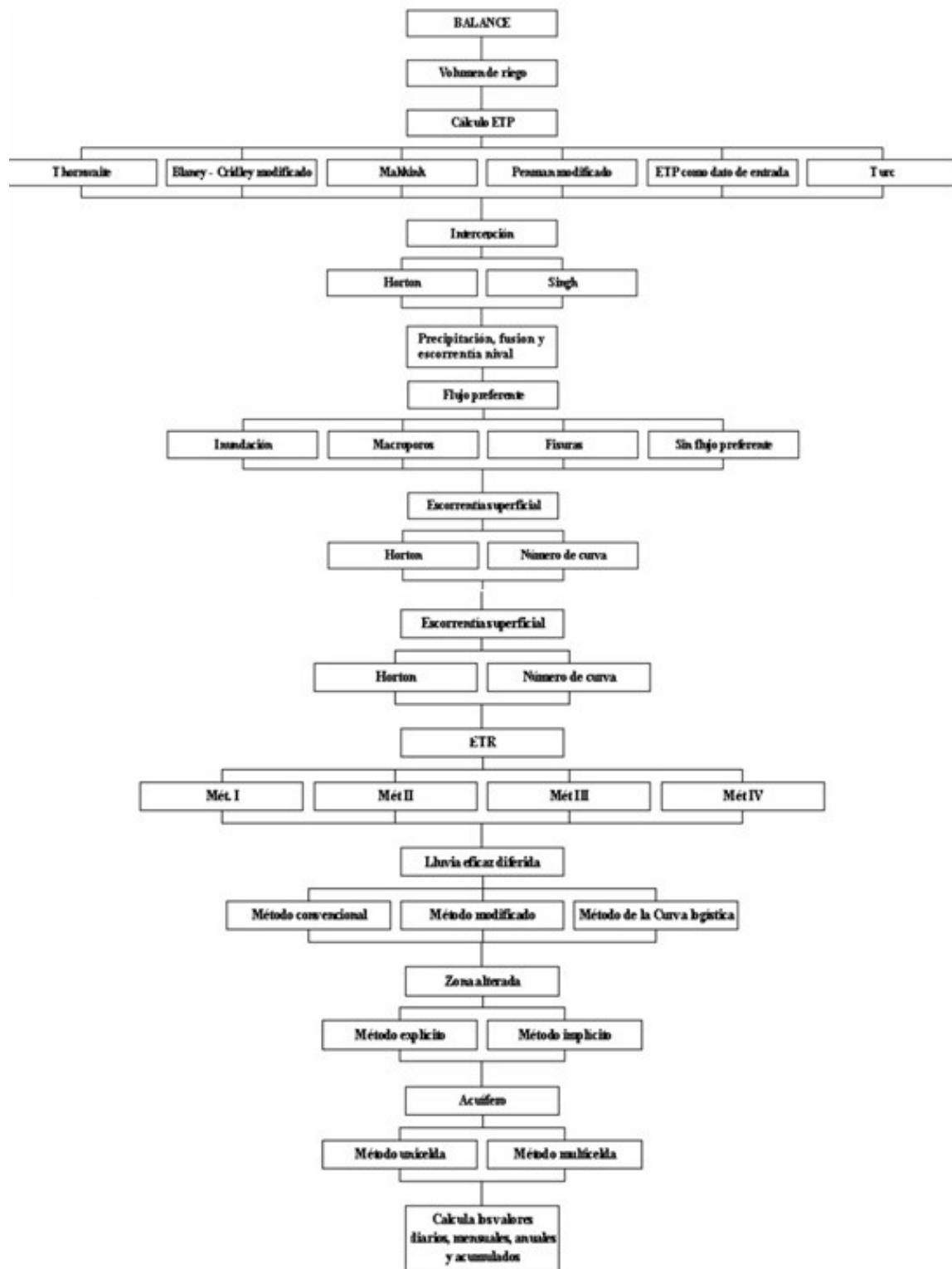


Figura C.3.3: Secuencia lógica del código Visual Balan. Fuente: Manual Visual Balan v2.0.

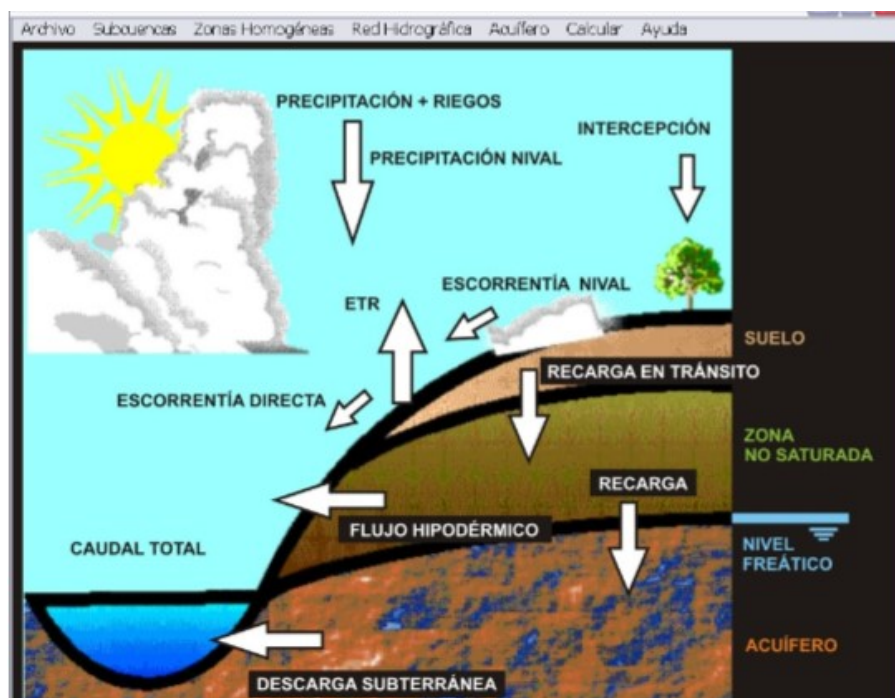


Figura C.3.4: Modo de presentar los resultados obtenidos mediante el código Visual Balan. Fuente: Manual Visual Balan v2.0.

Como el balance hídrico es un problema numérico no lineal, el proceso de optimización parte de distintos conjuntos de parámetros iniciales, en pos de identificar el mínimo global del criterio de calibración. La calibración se efectuó de forma manual observando las desviaciones. El criterio de calibración fue el de minimizar el porcentaje de error volumétrico entre los caudales simulados y observados en primera instancia y maximizar el coeficiente de Nash-Sutcliffe para los datos originales y en base logarítmica, el coeficiente de ajuste de Pearson, para los diferentes períodos considerados.

Períodos considerados

Para los períodos de calibración en ambos pares de microcuencas se intentó incluir las mismas condiciones dentro de un mismo período por lo que se consideraron los períodos de forestación y cosecha para la microcuenca bajo forestación. El modelo VB considera el año hidrológico desde el 1/10 hasta el 30/09 del año siguiente.

En la Tabla C.3.1 se detallan los períodos considerados para ambos pares de microcuencas.

Tabla C.3.1: Períodos de calibración/validación considerados para cada par de microcuencas.

Microcuencas	Calibración	Validación
DTf y LCp	2006-2014	2014-2021
NEp y NEf	2007-2011	2016-2021
NEF	2011-2016	-

Respecto a los períodos considerados, hay una serie de observaciones importantes. La primera de ellas es que para los primeros períodos de calibración, siempre se consideró un año de calentamiento del

modelo ya que no se conocían las condiciones iniciales del mismo.

Para el caso de NE, se consideraron dos períodos de calibración, para considerar las mismas condiciones climáticas en ambas microcuencas y que las condiciones de uso de suelos sean comparables entre sí. Esto se debe a que el período 2007-2011 ambas microcuencas estaban bajo uso de suelo de pasturas y en 2011 se realizó la plantación de la forestación.

Datos utilizados y modelo implementado

En el caso de la microcuenca de pasturas se implementó una única microcuenca en el modelo, ya que la totalidad de la cuenca está bajo un mismo uso de suelo. En el caso de las microcuencas forestales se consideraron dos subcuencas que aportan al punto de cierre. Una de ellas es pasturas y la restante es forestación, respetando la distribución de áreas de cada uso de suelo. Esto se realizó con el objetivo de reproducir el impacto que podría llegar a tener la disposición de áreas forestadas y pasturas en una misma cuenca así como reproducir los parámetros obtenidos previamente en la microcuenca de pasturas.

Los datos meteorológicos utilizados en ambos pares de microcuencas fueron la precipitación y la evapotranspiración de Penman-Monteith diaria calculada para cada sitio como se muestra en la Subsección 2.2.1.

Para el caso de las microcuencas de Pasturas así como la subcuenca de pasturas en la microcuenca de forestación no se consideró intercepción ya que se considera despreciable respecto a la intercepción forestal.

Para el caso de la subcuenca forestal se extrajo el porcentaje de intercepción para cada día en el que se registra precipitación según lo establecido en el Capítulo 3 para la plantación adulta de eucaliptos, según la relación de las Figura 3.2.4 y Figura 3.2.2 . Es de destacar, que para los períodos posteriores a la plantación no se incluyó intercepción hasta los 3 años por considerar que el dosel vegetal aún no está completamente cerrado. Obviamente esto no es del todo cierto ya que la intercepción va aumentando de manera progresiva pero se simplificó de esta manera. Los excedentes de riego no se consideraron en ningún caso ya que no se aplica riego para ninguno de los dos usos de suelo.

La morfología de los tipos de suelos considerados y su distribución espacial son los indicados en la Sección 2.1.1. Debido a que el modelo implementado considera una única cuenca (dos para el caso de microcuenca forestal), se ponderaron las características del suelo para toda la subcuenca. Los datos ingresados fueron Porosidad total (%), PMP (%), CC (%), espesor del suelo (m) y conductividad hidráulica (cm/s). Este último dato no es un parámetro obtenido mediante mediciones en campo. En función del tipo de suelo preponderante, se consideró como valor orientativo el reportado para clase moderadamente baja por Soil Survey Division 1993.

En el proceso de calibración se intentó no modificar considerablemente los parámetros efectivamente medidos in situ.

Para los dos pares de microcuencas, se emplearon los caudales medidos en el punto de cierre para los períodos considerados. Para la implementación del modelo VB en las microcuencas DTf y LCp, no se restó al caudal diario el aporte externo como si se consideró para el análisis de incertidumbre en la Subsección C.3.1.

Al igual que en la metodología de Variación de niveles freáticos y separación de flujo base, se emplearon el piezómetro medio en LCp y el piezómetro bajo en DTf.

Para el caso de NEf y NEp no se contaba con información de calidad en una serie temporal suficiente para utilizar los datos piezométricos en el modelo implementado.

Para la definición inicial de los parámetros hidrogeológicos de cada microcuenca se utilizaron las características de los perfiles litológicos obtenidos en cada sitio como se muestra en la Sección 2.1.1.

Análisis de los resultados

Para el análisis de los resultados, se extrajeron los datos diarios obtenidos por el modelo y se analizaron mediante el software R a nivel diario, mensual, anual y por período considerado. Esto se realizó con el objetivo de realizar un análisis estadístico de los resultados con mayor profundidad así como incorporar criterios estadísticos adicionales en el análisis.

Proceso de calibración y validación

Como se mencionó anteriormente, el proceso de calibración se realizó de forma manual observando las desviaciones y cambios obtenidos. A nivel general, los parámetros obtenidos en la microcuenca pasturas fueron replicados (exceptuando los parámetros morfológicos de los suelos, por su variación local), en la subcuenca pasturas de la microcuenca forestal. Con estos parámetros calibrados, se modificaron los parámetros de la subcuenca forestal.

Con los parámetros obtenidos del proceso de calibración, se evaluaron los resultados para el período de validación en cada caso.

C.3.3. Balance de masa de la deposición atmosférica del ión cloruro

Como se mencionó anteriormente, buscando acotar el rango de variabilidad de la cuantificación de la recarga, se realizó el balance en el suelo de la deposición atmosférica de ión cloruro (CMB, por sus siglas en inglés) para los dos pares de microcuencas. El balance se realiza con el ión cloruro dado su carácter de conservativo y su origen exclusivamente atmosférico.

El balance de ión cloruro no puede en principio utilizarse en terrenos sometidos a actividades humanas importantes tales como abonados, riego, vertidos de aguas usadas y fugas de redes de distribución de agua, salvo que se consideren estas circunstancias con detalle en cuanto a la aportación de Cl que producen (Wood y Sanford 1995).

Como está desarrollado en Alcalá García 2006, el balance de cloruro se establece considerando cada uno de los términos de flujo de agua (X) con su concentración del ión cloruro correspondiente (CX) habituales en un balance hídrico. En la Figura C.3.5 se puede observar la distribución de cada variable que recibe sobre la superficie una precipitación (P , CP), de la que sale escorrentía superficial (ES , CES) o entra (AE , CAE), en la que se evapotranspira agua (E , $CE=0$) y bajo la que se produce un flujo descendente por el medio no saturado bajo la profundidad radicular o recarga en tránsito (R' , CR'), que se descompone en descarga lateral de eventuales niveles colgados (C , CC) y recarga al nivel freático (R , CR).

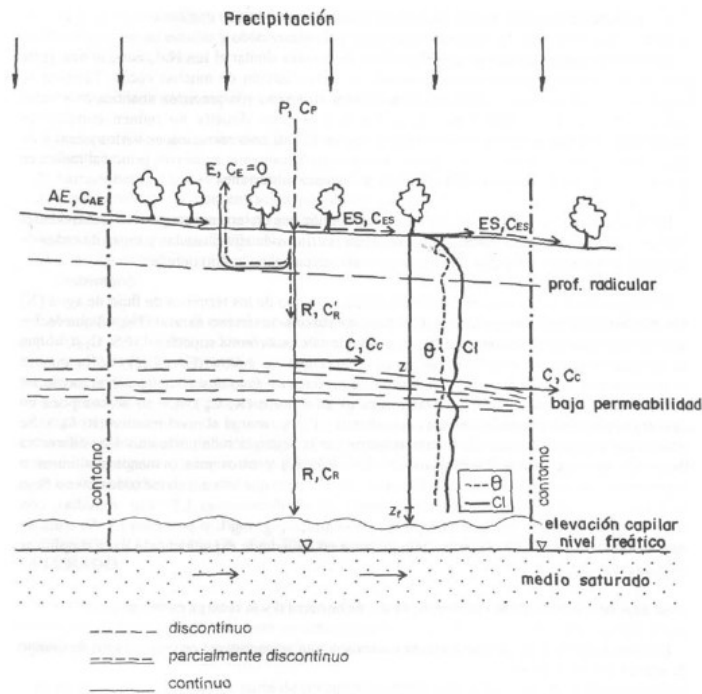


Figura C.3.5: Componentes del balance de cloruros entre la precipitación y la recarga. Fuente Custodio et al. 1997

El balance en el suelo de la deposición atmosférica del ión cloruro considera que la deposición atmosférica se compone de la deposición húmeda (disuelta en la precipitación) y seca (caída directamente sobre el suelo o la superficie de las plantas o incorporada al polvo).

Por consiguiente, el balance de cloruro en el terreno sin otra fuente de cloruro natural o antrópica, en condiciones climáticas y territoriales estables, es:

$$\bar{D} = \bar{R} \bar{Cl}_R + \bar{E} \bar{Cl}_E$$

Donde \bar{D} es la deposición atmosférica media en g/m²/año, \bar{R} y \bar{E} el valor de recarga y escurriente superficial en m/año, \bar{Cl}_R y \bar{Cl}_E la concentración de cloruros en el acuífero y en la escurriente superficial en g/m²/año respectivamente.

Por lo tanto, se puede establecer que:

$$\bar{R} = \frac{\bar{D} - \bar{E} \bar{Cl}_E}{\bar{Cl}_R}$$

Los diferentes términos son promedios multianuales, suponiendo que el sistema es estacionario a largo plazo. Estos valores medios no tienen por qué coincidir con los obtenidos mediante el balance en el suelo durante un periodo corto, aunque se asemejan. Además el balance en el suelo estima la recarga total que ingresa en el acuífero y el balance de cloruros estima la recarga neta, es decir la total menos la evapotranspiración freática que se pueda producir en lugares con nivel freático somero.

Datos Disponibles y utilizados

Para realizar el balance en el suelo del ión cloruro se instalaron 3 colectores de lluvia (Figura C.3.6) (uno en DTf y LCp respectivamente y otro en NE) para obtener la deposición total (húmeda + seca). El sitio de ubicación de cada colector de lluvia coincide con la parcela meteorológica. El muestreo se realizó durante dos años completos con colecta de muestras mensuales o bimensuales, aunque la rotura de los colectores en algunos casos no permitió completar la serie para los tres sitios. Los resultados analíticos se detallan en el Sección C.4. La técnica analítica empleada fue la cromatografía iónica con un límite de detección de 0.045 mg/L.



Figura C.3.6: Colector de lluvia en DTf.

En dichos sitios también se midió el volumen de lluvia para determinar si la colecta de la muestra había sido correcta mediante la correlación con los registros pluviométricos de la estación meteorológica correspondiente. Para el balance en cada microcuenca se empleó la precipitación medida por la estación meteorológica. Es de destacar que no se consideró la interceptación del dosel vegetal en la microcuenca forestal. Esto se debe a la consideración de que si bien la precipitación que efectivamente alcanza el suelo bajo la forestación es menor, la misma estará más concentrada producto del lavado de los cloruros depositados en el dosel vegetal, resultando en la misma deposición total de cloruros.

Para seleccionar las muestras a considerar para el balance, se realizó un análisis de uniformidad como plantean Alcalá García 2006 con la siguiente ecuación:

$$a_i = \frac{D_i}{A} \frac{1}{At_i} \frac{365d}{1 \text{ año}}$$

Donde D_i es la deposición total (g/m^2) para el período considerado, At_i es el tiempo en días del período considerado. A es la tasa anual de deposición total que se obtiene dividiendo la deposición total registrada entre la duración del registro temporal en años.

Cuando la deposición es uniforme a_i tiende a ser cercano a 1.

Para que los resultados sean comparables entre las microcuencas, en el caso de DTf y LCp se eliminaron los mismos períodos de muestreo, ya sea por falta de muestra o coeficiente de uniformidad anómalo.

Los valores de cloruros en el acuífero se obtuvieron en la campaña de medición en el año 2020 y se consideró un promedio de los piezómetros monitoreados a nivel de microcuenca para establecer la concentración de cloruros en el acuífero con el objetivo de establecer el balance.

Para determinar el porcentaje del total del caudal que corresponde a escorrentía superficial, se emplearon resultados obtenidos de escorrentía superficial para cada microcuenca y para cada período considerado como se explica en la Subsección C.3.1. Para el caso de LCp, la metodología es la misma a diferencia de que los caudales totales en el punto de cierre surgen del obtenido por el modelo Visual Balan para los períodos considerados, ya que el vertedero se encontraba fuera de funcionamiento.

Para determinar la concentración de cloruros en la escorrentía superficial no fue posible realizar muestreos que coincidan con eventos de crecida en el punto de cierre o que el sitio de muestreo asegure que se estaba muestreando exclusivamente escorrentía superficial. Por este motivo, se optó por considerar un enriquecimiento en la concentración del ión cloruro de la escorrentía superficial entre 1 y 2 respecto a la concentración del ión cloruro de la precipitación para cada período considerado. Este rango elegido es en función de lo establecido por Alcalá García 2006 para características similares a las microcuencas en estudio.

C.4. Resultados

C.4.1. Variación de niveles freáticos y separación de flujo base

En la Figura C.4.1 a la Figura C.4.5 se observan las variaciones de los niveles freáticos en los distintos piezómetros de cada microcuenca experimental.

La Figura C.4.1 muestra la variación de los niveles piezométricos de LCp con el acumulado de precipitación respecto al promedio diario. El comportamiento responde fundamentalmente a períodos de exceso pluviométrico (curva precipitación acumulada creciente) o déficit pluviométrico (curva precipitación acumulada decreciente). Esto es más notable para el LCp Medio y para los nuevos piezómetros con monitoreo posterior al 2019 donde los niveles comienzan en niveles piezométricos elevados producto de la tendencia pluviométrica previa y luego tienen una tendencia decreciente producto del déficit pluviométrico. Para el caso del LCp Bajo el comportamiento está más amortiguado producto de la cercanía con el cauce. La correspondencia del LCp Medio con el comportamiento pluviométrico muestra que la tendencia decreciente acompaña los momentos de déficit pluviométrico pero el exceso de precipitaciones no está claramente identificado producto de la limitante del equipo de medición en registrar hasta la cota piezométrica de aproximadamente 63 m. Sin embargo, las variaciones responden de manera rápida a eventos puntuales de elevada precipitación como puede observarse claramente en 8/2015.

Como puede observarse en la Figura C.4.2, los niveles piezométricos en DTf responden fundamentalmente a períodos de exceso o déficit pluviométrico. Al igual que sucede en LCp, el piezómetro que se encuentra más cerca del cauce (DTf Bajo) es el que muestra menor variación piezométrica respecto al DTf Medio y Alto pero si se pueden constatar momentos de exceso o de déficit hídrico importantes. Para el caso de DTf Medio Viejo muestra respuestas puntuales y en muchos casos se seca. Esto puede indicar que el mismo responde al comportamiento de un nivel colgado. Esto es más claro en el período posterior a 2019 con la construcción de los nuevos piezómetros y la implementación de DTf Medio en el mismo sitio de DTf Medio Viejo, pero captando a mayor profundidad. Para el caso de DTf Alto, el comportamiento es similar aunque la discontinuidad en el monitoreo no permite obtener resultados concluyentes. Al igual que en LCp, con el monitoreo en los nuevos piezómetros, posterior al 2019 se observa una tendencia decreciente en los niveles principalmente de DTf Entrada y Alto que coincide con período de déficit pluviométrico. En DTf, no se observa una tendencia que se pueda asociar a la forestación o el período de cosecha y replantación posterior a setiembre de 2014. Esta conclusión se basa fundamentalmente en lo observado en DTf Bajo que se encuentra cercano al cauce y no se cuenta con registros piezométricos previo a la instalación de la forestación.

En la Figura C.4.3, se muestra el registro piezométrico de NEp y NEf y la precipitación acumulada respecto al promedio diario. De los piezómetros viejos, el único que presenta un registro aceptable en calidad y extensión temporal en los niveles piezométricos, es el NEfP1. También registra un comportamiento muy diferente al resto de los piezómetros, ya sean los viejos piezómetros o nuevos piezómetros, monitoreados desde el año 2019. Esto se puede deber a que el NEfP1 se encuentre captando agua de un nivel colgado y sea una zona de recarga y descarga más rápida, como lo indica el análisis hidroquímico realizado. Los nuevos piezómetros tienen la zona de filtros a mayor profundidad y por consiguiente responden de manera más amortiguada respecto al NEfP1. Los nuevos piezómetros indican una tendencia decreciente, siendo consistente con el momento de déficit de precipitaciones que se registró para ese período. Respecto al corto tiempo de monitoreo en los nuevos piezómetros, no se pueden establecer comparaciones claras en cuanto al comportamiento de la microcuenca forestal respecto a la de pasturas.

La construcción de los nuevos piezómetros con mayor distribución espacial dentro de las microcuencas y a mayor profundidad, ha permitido tener un conocimiento más acabado del modelo físico de las microcuencas y ha aportado información de la existencia de niveles colgados como ocurre en DTf en la zona media de la cuenca así como una mayor calidad y continuidad en el registro piezométrico.

En las Figuras C.4.4 y C.4.5, se observa el registro piezométrico de EVf y EVp con el acumulado de precipitación respecto al promedio diario respectivamente. Para el caso del EVf, se observan comportamientos muy diferentes entre los tres piezómetros. El PF03, que se encuentra más cercano al cauce, muestra un comportamiento más amortiguado respecto a PF02 y PF01. Es llamativa la respuesta de estos dos piezómetros, tan importante en magnitud, para cada evento de precipitación registrado. Este comportamiento parece indicar que los piezómetros están conectados a niveles con diferencias en la conductividad hidráulica. Sin embargo, la base de los niveles piezométricos de ambos piezómetros acompañan los momentos de exceso y déficit pluviométrico al igual que el PF03, pero con mayor pendiente. Para el caso del PF01, los niveles base se encuentran en el contacto entre las areniscas finas y medias, mientras que en el PF02 se encuentran en el contacto entre la arena arcillosa y la arenisca de la Fm. Tacuarembó en ambos casos. Se puede observar que existe una tendencia creciente previo al 2017 y una tendencia decreciente luego de que se retomó el monitoreo, a mediados de 2019.

En EVp, el comportamiento es más homogéneo respecto a EVf, a pesar que PP02 presenta variaciones importantes ante ciertos eventos de precipitación. La base de los niveles piezométricos para éste

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

piezómetro, al igual que para el PF02 también se encuentran en el contacto de la arena arcillosa con la arenisca fina a media. Al igual que en EVf, en EVp, se observa una tendencia creciente hasta el año 2017 y luego decreciente a partir del año 2019 cuando se comenzó nuevamente con el monitoreo. El comportamiento acompaña el acumulado de precipitaciones.

Para lograr una mejor comprensión del comportamiento de los piezómetros que responden más rápidamente a los eventos, es necesario realizar un estudio hidrogeológico de la zona haciendo hincapié en un relevamiento geológico geofísico y muestreos hidroquímicos. Otro inconveniente que registran estos piezómetros es que presentan filtros en toda la profundidad de la perforación y por lo tanto están midiendo diferentes niveles de la Fm. Tacuarembó en conjunto.

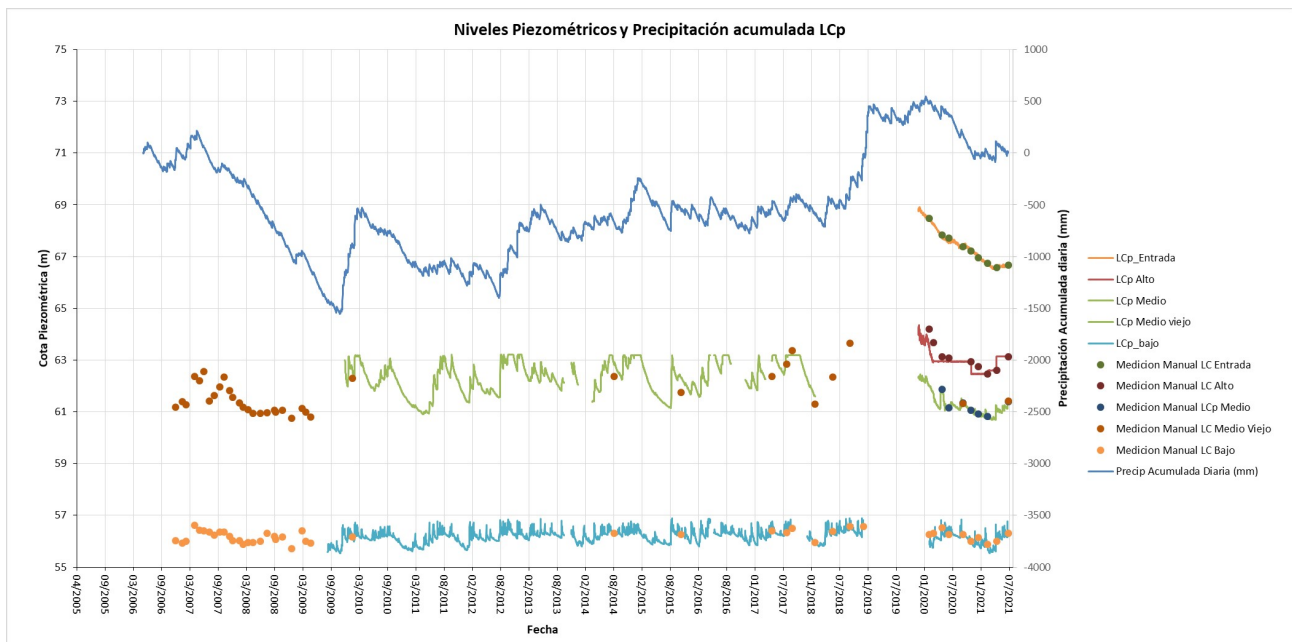


Figura C.4.1: Niveles piezométricos en LCp y precipitación acumulada respecto al promedio diario.

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

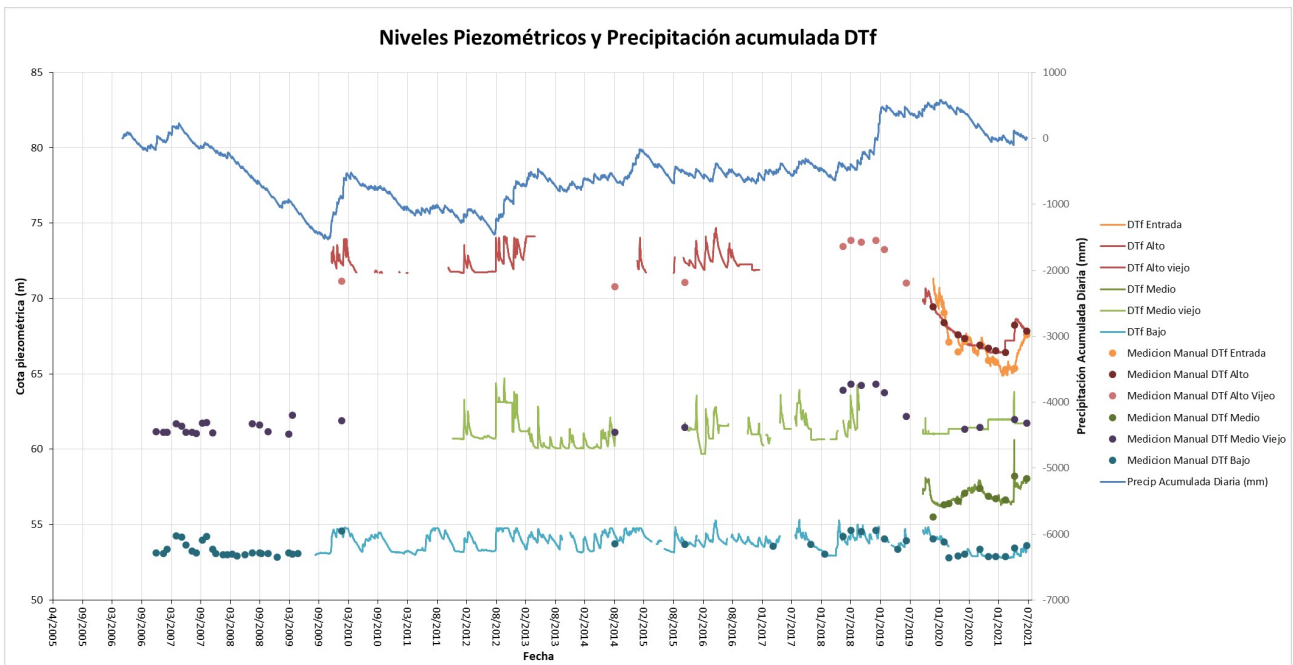


Figura C.4.2: Niveles piezométricos en DTf y precipitación acumulada respecto al promedio diario.

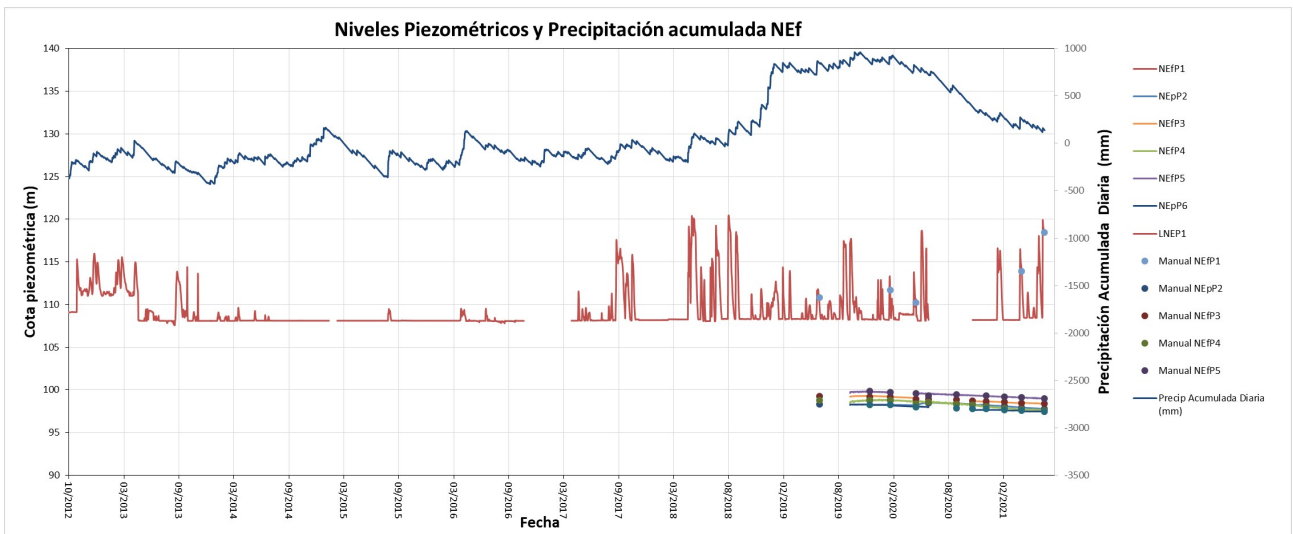


Figura C.4.3: Niveles piezométricos en NE y precipitación acumulada respecto al promedio diario.

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

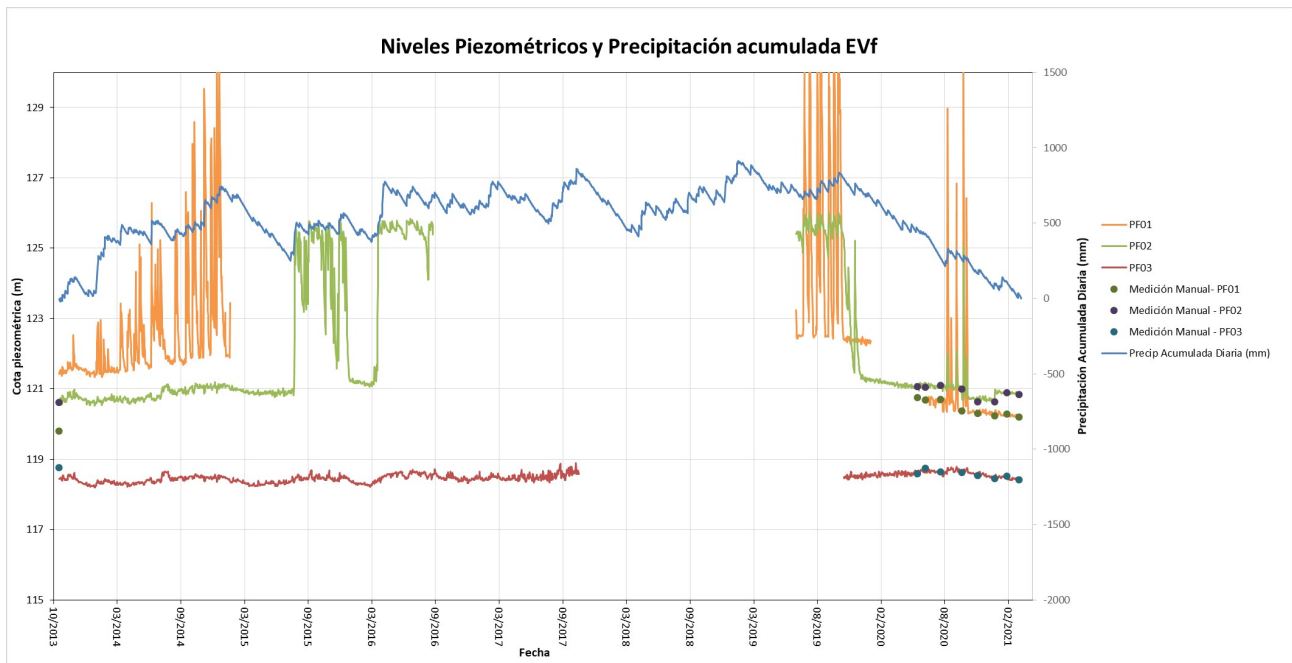


Figura C.4.4: Niveles piezométricos en EVf y precipitación acumulada respecto al promedio diario.

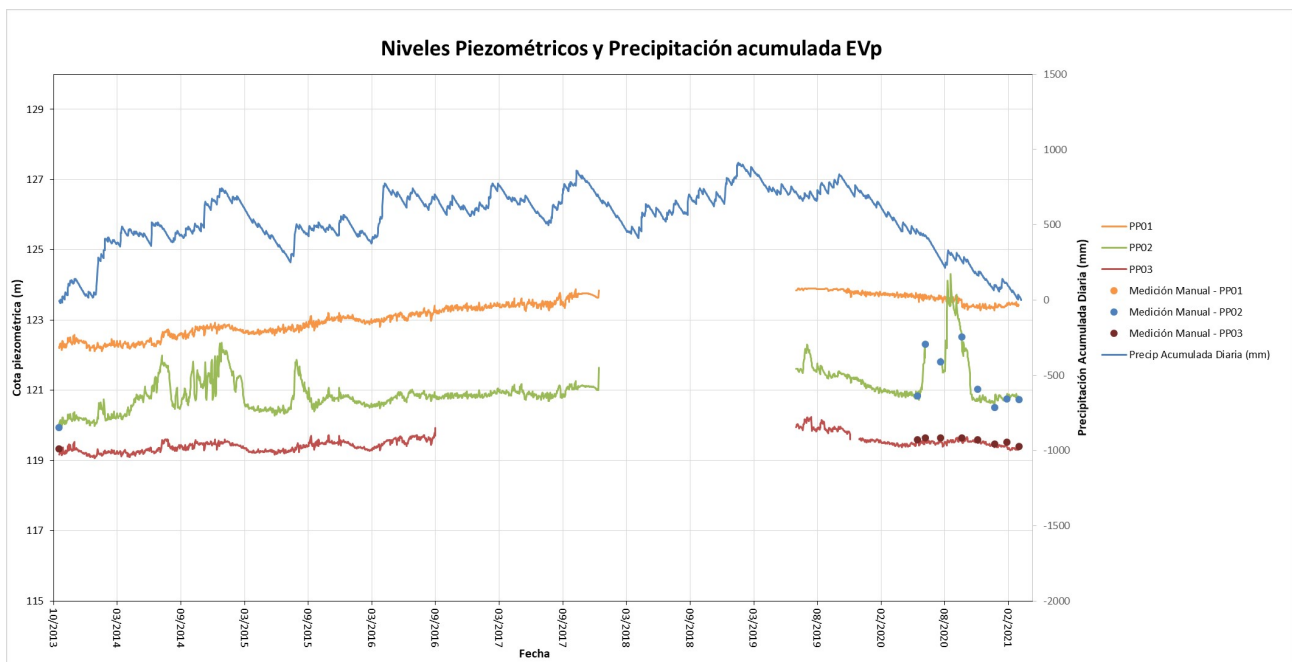


Figura C.4.5: Niveles piezométricos en EVp y precipitación acumulada respecto al promedio diario.

En la Tabla C.4.1 se muestran los resultados obtenidos para DTf y LCp en los diferentes períodos considerados. El parámetro del filtro digital α que mejor se ajustó en ambos casos fue de 0.96.

Cuando se analiza el promedio por semestre de flujo base, en la Tabla C.4.1 se observa que el flujo en DTf es menor respecto a LCp en valores absolutos y en porcentaje respecto al caudal total medido en el

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

punto de cierre de cada microcuenca. Se observa también, que durante el período de cosecha y siembra, el comportamiento en DTf se aproxima al comportamiento LCp (ver Figura C.4.6 entre los semestres 1_2015 y 2_2017), constatando un aumento tanto en el caudal del flujo base (199 mm/semestre) como en el porcentaje (60 %) que éste representa del caudal total.

En la Tabla C.4.3 se muestran los resultados obtenidos a partir del método de variación de niveles freáticos para los diferentes períodos. Los valores de Sy que se definieron para las cuencas DTf y LCp fueron 0.068 y 0.12 respectivamente. El ajuste de los Sy se basó en que los caudales de descarga y caudales de flujo base ajustarán a una recta de relación 1:1 bajo el supuesto de que el flujo base proviene de la descarga del sistema acuífero. Estos valores quedan comprendidos dentro del rango definido para litologías arcillo arenosas pero difieren del obtenido por Silveira et al. 2016 para LCp y esto se puede explicar debido a que se empleó un piezómetro diferente para el análisis en esta microcuenca.

En cuanto a la recarga, se observó una tendencia similar. Para todo el período, la recarga resultante en DTf fue de 180 mm/semestre mientras que para la cuenca pasturas fue de 321 mm/semestre. Durante el período de cosecha y siembra, se observa que la recarga de DTf aumentó levemente respecto a los períodos en los cuales se considera que existe intercepción por parte de la forestación. Es de destacar que para el período de 2017-2021 en LCp sólo se contó con tres semestres de datos piezométricos (coincidentes con períodos de déficit pluviométrico) para la estimación de la recarga por lo que puede estar incidiendo en la baja recarga estimada respecto a los restantes períodos.

En la Figura C.4.6, se puede observar que el flujo base en ambas cuencas responde fuertemente a la variabilidad de la precipitación, con diferencias relativas que se justifican por características estructurales de las microcuencas y por las diferencias de cobertura vegetal. Asumiendo que en el período entre los semestres 1_2015 y 2_2017 la diferencia entre las microcuencas es mayormente dada por las características estructurales y los residuos forestales que generan cobertura en el suelo, mientras que en los restantes se trata de una combinación de ambos factores, que a priori no es posible cuantificar sin gran incertidumbre.

Tabla C.4.1: Resultados de separación de flujo base para DTf y LCp.

DTf					
		Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2015-2017	Período 2017-2021
Q Total	mm/d	1.3	1.1	1.8	1.2
	mm/semestre	236	206	330	215
Q Base	mm/d	0.7	0.6	1.1	0.7
	mm/semestre	133	109	199	124
	% QBase/QTotal	56	53	60	58
LCp					
		Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2015-2017	Período 2017-2021
Q Total	mm/d	2.5	2.3	2.9	2.9
	mm/semestre	462	412	528	520
Q Base	mm/d	1.6	1.4	1.7	1.9
	mm/semestre	286	254	311	339
	% QBase/QTotal	62	62	59	65

Tabla C.4.2: Precipitación promedio para DTf y LCp.

Precipitación Promedio (mm/semestre)				
	Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2015-2017	Período 2017-2021
DTf	743	706	799	781
LCp	745	704	795	796

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

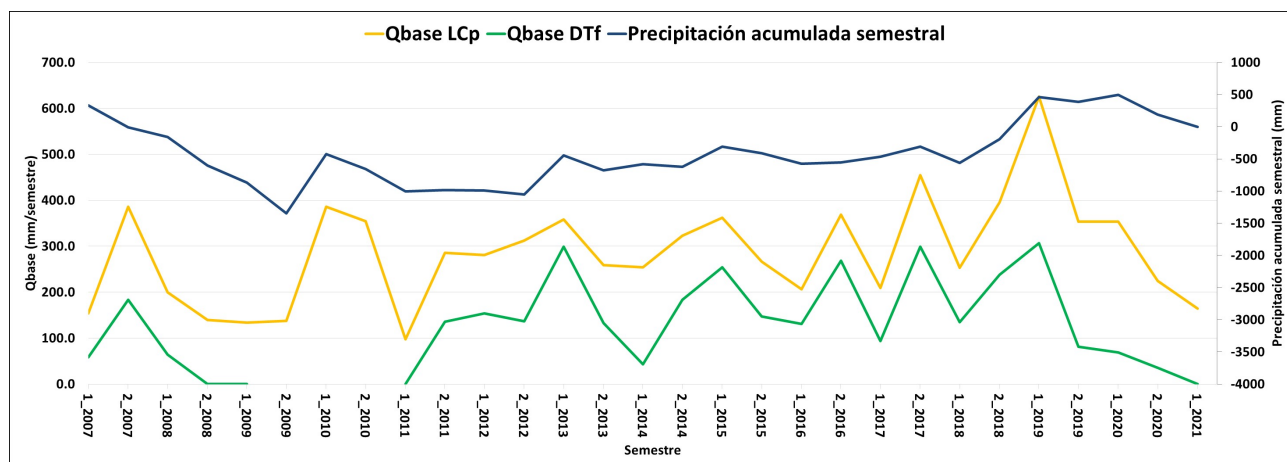


Figura C.4.6: Caudal Base en DTf y LCp, y precipitación promedio para todo el período considerado.

Tabla C.4.3: Resultados de estimación de recarga para DTf y LCp mediante fluctuaciones del nivel freático.

		Recarga			
		Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2014-2017	Período 2017-2021
DTf	mm/semestre	180	173	208	168
	% de la precipitación	24	24	26	21
LCp	mm/semestre	321	342	347	206
	% de la precipitación	43	42	44	33

Si se considera el aporte de flujo externo de 0.35 mm/día en ambas microcuencas, se obtiene la recarga que se muestra en la Tabla C.4.4. Como se puede observar, el porcentaje de recarga en DTf no se vio prácticamente modificado mientras que en LCp la recarga para todo el período se redujo en un 8% ya que el S_y ajustado se reduce a 0.098 para un mejor ajuste entre el caudal de descarga del sistema acuífero y el flujo base. Con esta evaluación que presenta una estimación más razonable para la microcuenca LCp, se observa una reducción de la recarga entre la microcuenca de pastura y la forestada de entre 6 y 12% de la precipitación, variando con la etapa de la plantación y la precipitación incidente en el período.

Tabla C.4.4: Resultados de estimación de recarga para DTf y LCp mediante fluctuaciones del nivel freático.

		Recarga			
		Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2014-2017	Período 2017-2021
DTf	mm/semestre	173	165	199	160
	% de la precipitación	23	23	25	21
LCp	mm/semestre	262	279	284	168
	% de la precipitación	35	34	36	27

En las microcuencas NEp y NEf el parámetro del filtro digital α que mejor se ajustó fue 0.95. En la Tabla C.4.5 se muestran los resultados obtenidos a partir de la separación del flujo base. Cuando se analiza todo el período considerado, se observa una tendencia de aumento tanto en el caudal total como en el caudal base. Esta tendencia se observa de manera constante y más significativa en NEp.

Cuando se analizan los diferentes períodos, se observa que en NEf durante el período de forestación (sin interceptación), se produce una disminución del caudal total, pero se da un aumento en el caudal

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

base. A su vez, cuando se comienza a considerar la interceptación por parte de la forestación, se observa nuevamente un aumento del caudal base, pero esta vez acompañado por un aumento en el caudal total. Vale destacar que los caudales (total y base) en este último período son incluso mayores a los observados en el período en cual el uso de suelo aún era de pasturas. Esto se puede deber a la variabilidad climática existente en el período y fundamentalmente el aumento de precipitación existente a partir de 2011. En particular, si se compara el período 2014-2021 con el período 2008-2011, se observa que el flujo base en NEf aumenta un 13% mientras que en NEp un 40%.

Tabla C.4.5: Resultados de separación de flujo base para DTf y LCp.

		NEf			
		Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2015-2017	Período 2017-2021
Q Total	mm/d	1.21	1.13	1.08	1.31
	mm/semestre	222	206	197	239
Q Base	mm/d	0.39	0.32	0.36	0.44
	mm/semestre	71	59	65	80
	% QBase/QTotal	32	29	33	33
		NEp			
		Período 2007-2021	Período 2007-2014	Período 2015-2017	Período 2017-2021
Q Total	mm/d	1.53	1.05	1.55	1.81
	mm/semestre	279	192	283	330
Q Base	mm/d	0.47	0.21	0.41	0.66
	mm/semestre	86	39	74	121
	% QBase/QTotal	31	20	26	37

Tabla C.4.6: Precipitación promedio para NE.

Precipitación Promedio (mm/semestre)				
	Período 2008-2021	Período 2008-2011	Período 2012-2014	Período 2015-2021
NE	697	638	719	722

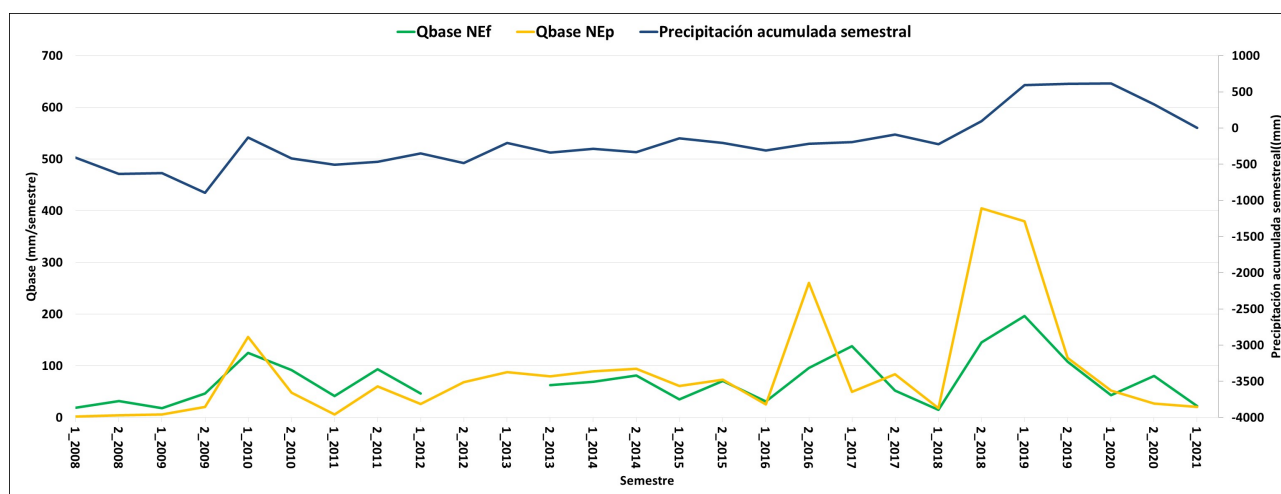


Figura C.4.7: Caudal Base en NEf y NEp, y precipitación promedio para todo el período considerado.

Para el par de microcuencas de EV, el parámetro del filtro digital α que mejor ajustó fue 0.98. En la Tabla C.4.7 se muestran los resultados obtenidos para este par. Cuando se analiza todo el período

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

considerado, se observa en EVp una tendencia en descenso tanto en el caudal total como en el caudal base, esta tendencia se acentúa de manera significativa en el último período analizado (qbase de 113 a 44 mm/semestre). Por otro lado, EVf muestra un leve aumento en los caudales durante el período de siembra e intercepción despreciable (qbase de 118 a 141 mm/semestre) y un descenso significativo (qbase de 141 a 61 mm/semestre) en el último período.

Es importante destacar que el último período de análisis contempla únicamente 3 semestres y que a su vez estos presentan un bajo régimen de precipitación (promedio de 510 mm/semestre), cuando los primeros dos períodos presentan una precipitación promedio de 743 y 761 mm/semestre respectivamente. Esto, podría explicar el descenso en los caudales (Qtotal y Qbase) observado tanto en EVf como en EVp.

A partir de estas observaciones, no es posible afirmar una relación entre la variación en los valores de flujo base y los cambios en el uso del suelo.

Tabla C.4.7: Resultados de separación de flujo base para EVf y EVp.

EVf					
		Período 2011-2021	Período 2011-2016	Período 2016-2019	Período 2019-2021
Q Total	mm/d	1.93	2.07	2.36	0.72
	mm/semestre	352	377	430	132
Q Base	mm/d	0.63	0.64	0.77	0.33
	mm/semestre	115	118	141	61
	% QBase/QTotal	33	31	33	46
EVp					
		Período 2011-2021	Período 2011-2016	Período 2016-2019	Período 2019-2021
Q Total	mm/d	2.29	2.73	2.29	0.69
	mm/semestre	418	498	417	127
Q Base	mm/d	0.77	0.97	0.62	0.24
	mm/semestre	140	177	113	44
	% QBase/QTotal	34	35	27	34

Tabla C.4.8: Precipitación promedio para EV.

Precipitación Promedio (mm/semestre)				
	Período 2011-2021	Período 2011-2016	Período 2016-2019	Período 2019-2021
EV	714	743	761	510

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

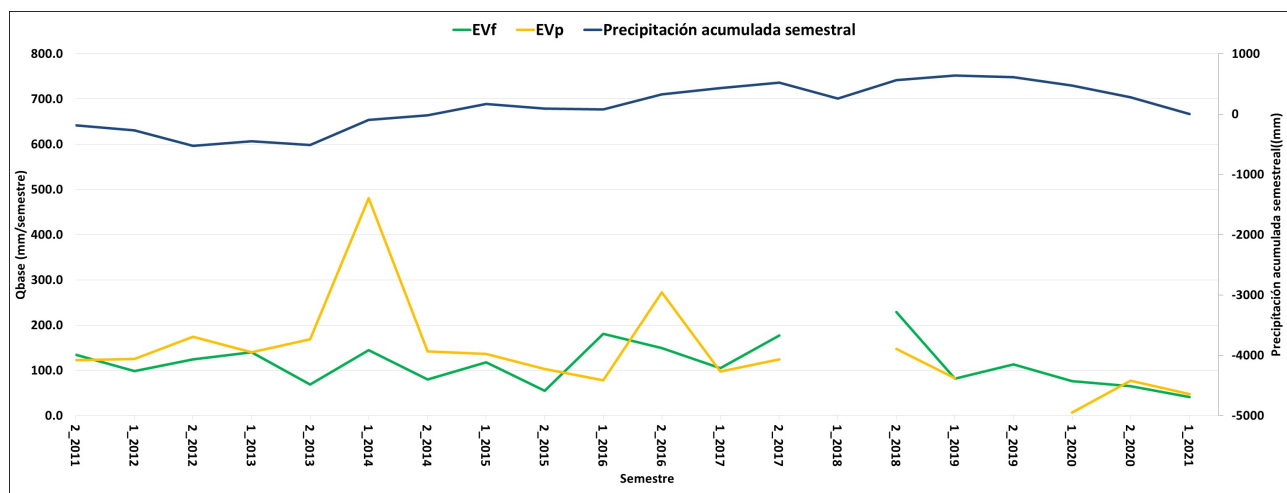


Figura C.4.8: Caudal Base en EVf y EVp, y precipitación promedio para todo el período considerado.

C.4.2. Balance de agua en el suelo empleando Visual Balan

Los parámetros calibrados fueron la evapotranspiración real, la conductividad hidráulica del suelo edáfico, los coeficientes de infiltración de Horton, los coeficientes de agotamiento del flujo hipodérmico y los parámetros del acuífero. En el caso de los parámetros del acuífero, los datos de coeficiente de almacenamiento se consideraron como condición de acuífero libre según lo muestra los cortes geológicos en la Sección 2.1.1 y para la transmisividad se tomaron como valores iniciales los asociados a las formaciones geológicas Mercedes y Guichón. En este sentido, se tomó como referencia la conductividad hidráulica horizontal calibrada en el modelo numérico de flujo en régimen estacionario del Sistema Acuífero del Litoral Sur (Hidrogeología 2020). En ese modelo de carácter regional, se estableció una conductividad hidráulica horizontal entre 2.4 y 2.7 m/día. En la Tabla C.4.9 se resumen los parámetros obtenidos para cada microcuenca. En el caso de NE, se definieron parámetros diferentes para el período 2007-2011 y 2011-2016. Los parámetros morfológicos del suelo pasturas en la microcuenca forestal para ambos períodos también se ven modificados, ya que cambia el porcentaje de cada tipo de suelo bajo el uso de suelo pasturas por la implementación de la forestación en el año 2011 en esta microcuenca.

Tabla C.4.9: Parámetros calibrados de cada una de las zonas estudiadas

Cuenca	Área (Ha)	LCp	DTf		NEp	NEf	
			Pasturas	Forestal		Pasturas	Forestal
Suelo Edáfico	CC (%)	112	95	124	12.8	11.2	11.6
	PMP (%)	35.3	33	34	27	36-34	27
	Porosidad total (%)	20.2	19	18	17	25-22	17
	Espesor (m)	46	46	46	48	44-43	33
	AD (mm)	1	1	1.5	0.7	0.7	1
	Conductividad hidráulica (cm/s)	151	1×10^{-4}	138	246	70	77-84
Escorrentía Superficial	Infiltración CC	1	1×10^{-4}	1×10^{-4}	7×10^{-4}	7×10^{-4}	7×10^{-4}
	Infiltración PMP	90	90	90	90	170	170
Evapotranspiración	CEME (mm)	200	200	220	110	200	220
		22	22	150	22-5	22-5	31
Zona no saturada	Coefficiente de flujo hipodérmico (días)	2.5	2.5	1.5	1.1	0.9	0.7
	Coefficiente de percolación (días)	2	2	9	1.1	0.8	1.2
	Relación $\alpha_{hip} / \alpha_{perc}$	1.25	1.25	0.17	0.7-1	1.13	0.6
Acuífero	Transmisividad ($m^2/día$)	15	14	14	18	15	15
	Coefficiente de almacenamiento	0.05	0.03	0.03	0.05	0.1	0.10

En ambos pares de microcuencas los únicos parámetros morfológicos del suelo edáfico que sufrieron modificación respecto al valor inicial y respecto al valor obtenido en pasturas fueron el espesor del suelo entre forestación y pasturas y la conductividad hidráulica respecto al valor inicial considerado. En ambos casos, estos parámetros se debieron aumentar y para el caso del espesor del suelo, puede ser explicado por el motivo de que las raíces de los árboles alcanzan mayor profundidad. Es de destacar que en el modelo implementado no se incluyó la posibilidad de la existencia de flujos preferenciales para el cálculo de la recarga en tránsito y esto puede generar un aumento de los parámetros en los otros procesos considerados.

Respecto al proceso de generación de escorrentía superficial, simulado en este caso mediante la metodología de Horton, se observó que para el caso de las microcuencas con forestación, el rango entre infiltración a CC y PMP aumenta respecto a la microcuenca de pasturas. El mayor valor de infiltración en PMP para la forestación puede ser explicado porque en suelos arcillosos expansivos en condiciones de baja humedad se contraen y los caminos preferenciales debido a las raíces aumentan su tamaño. El efecto de hidrofobicidad en estos tipos de suelos también puede ser un factor que esté incidiendo ya que genera que los primeros cm de suelo se saturan antes y por lo tanto exista agua libre disponible para continuar la infiltración (González Sosa 2019).

Para el caso de la estimación de la evapotranspiración real, en ambas microcuencas forestales el coeficiente en mm que se resta de CC y a partir del cual empieza a haber evapotranspiración aumenta respecto a pasturas. Este comportamiento es coherente debido a una mayor evapotranspiración de la forestación respecto a la pasturas. Para el caso de DTf y LCp, la diferencia es de un orden.

El flujo hipodérmico, en ambos pares de microcuencas tiene un papel preponderante respecto al total del flujo medido en el punto de cierre. Se calculó la relación entre el coeficiente de agotamiento del flujo hipodérmico y de percolación, que da una idea de la relación a obtener entre el flujo hipodérmico y la recarga. Para el caso de DTf y LCp, la relación se disminuye para el caso de la forestación y esto genera que la recarga disminuya en DTf. En el caso de NE, el análisis es más complejo, ya que NEf cuando estaba bajo pasturas presentó mayor relación respecto al mismo período para la NEp, lo que podría mostrar diferencias estructurales intrínsecas en las cuencas. Para el momento de forestación en NEf se debió disminuir la relación respecto pasturas al igual que lo que ocurre en el otro par de microcuencas. El coeficiente de almacenamiento de las cuatro microcuencas responde a un acuífero de carácter libre. Esto es consistente con el modelo conceptual definido previamente. Respecto a la transmisividad calibrada en cada sitio, los valores obtenidos son levemente inferiores respecto a la conductividad hidráulica inicial en un espesor saturado de 10 m. Sin embargo, en este parámetro hay que considerar la heterogeneidad propia de la formación y que los valores considerados como referencia son producto de un estudio de carácter regional. Como se observa en la Tabla C.4.9, , a nivel de acuífero no se establecieron relaciones en función del uso de suelo de cada microcuenca sino que se respetó el sitio donde se encontraba cada una de ellas, bajo el supuesto de que el uso de suelo no genera diferencias en el comportamiento hidráulico del acuífero. Para el caso de NE, no se contó con información piezométrica que permitiera establecer los valores de estos parámetros con mayor exactitud y se definieron en función de los caudales más bajos en cada microcuenca.

En las Tablas C.4.10 y C.4.11 se muestran los estadísticos obtenidos por microcuenca para cada período mencionado anteriormente.

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

Tabla C.4.10: Estadísticos obtenidos para caudales mensuales y niveles piezométricos en LCp y DTf para período de calibración y validación.

	LCp				DTf			
	Caudales Mensuales		Piezometría		Caudales Mensuales		Piezometría	
	Calibración	Validación	Calibración	Validación	Calibración	Validación	Calibración	Validación
Δ volumen (%)	-5.5	-16.7			1.8	2.5		
Nash	0.85	0.76	0.68	0.66	0.84	0.87	0.69	0.61
Nash Log	0.89	0.76	0.68	0.66	0.82	0.67	0.69	0.61
R ²	0.94	0.93	0.86	0.85	0.92	0.95	0.83	0.8

Tabla C.4.11: Estadísticos obtenidos para caudales mensuales y niveles piezométricos en NEp y NEf para período de calibración y validación.

	NEp			NEf		
	Caudales Mensuales			Caudales Mensuales		
	Calibración 1	Calibración 2	Validación	Calibración 1	Calibración 2	Validación
Δ volumen (%)	1	1	-16	-4.6	1.8	-14
Nash	0.96	0.86	0.81	0.85	0.81	0.82
Nash Log	0.67	0.63	0.78	0.53	0.65	0.6
R ²	0.98	0.93	0.94	0.92	0.93	0.92

De la Figura C.4.9 a la Figura C.4.16 se muestran los ajustes a nivel mensual de los caudales medidos y simulados para cada microcuena, así como los niveles piezométricos medidos y simulados para DTf y LCp. Los gráficos obtenidos a nivel mensual para los períodos de validación se muestran de la Figura C.4.17 a la Figura C.4.22.

En la Tabla C.4.12 a Tabla C.4.15 se muestran los promedios anuales y los porcentajes respecto a la precipitación total incidente a nivel de microcuena de evapotranspiración real (en este campo se suma la evapotranspiración real obtenida en el software más la intercepción por considerar que son parte del mismo proceso físico), escorrentía superficial y recarga por microcuena para los períodos de calibración y validación respectivamente.

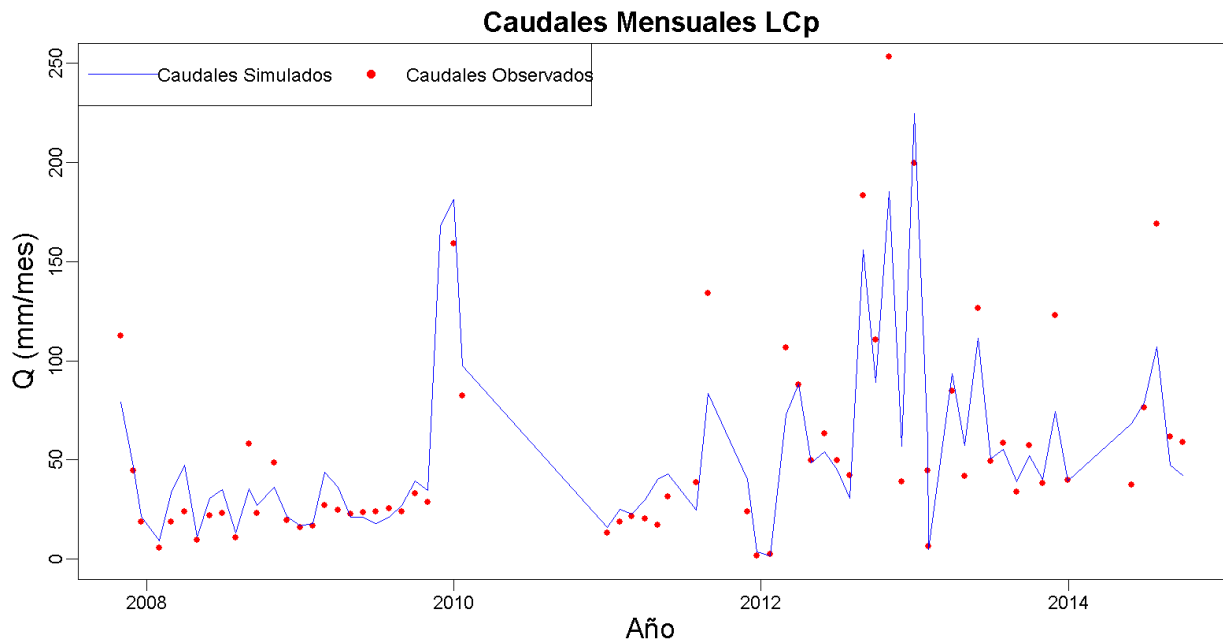


Figura C.4.9: Caudales mensuales simulados y observados para LCp, período de calibración.

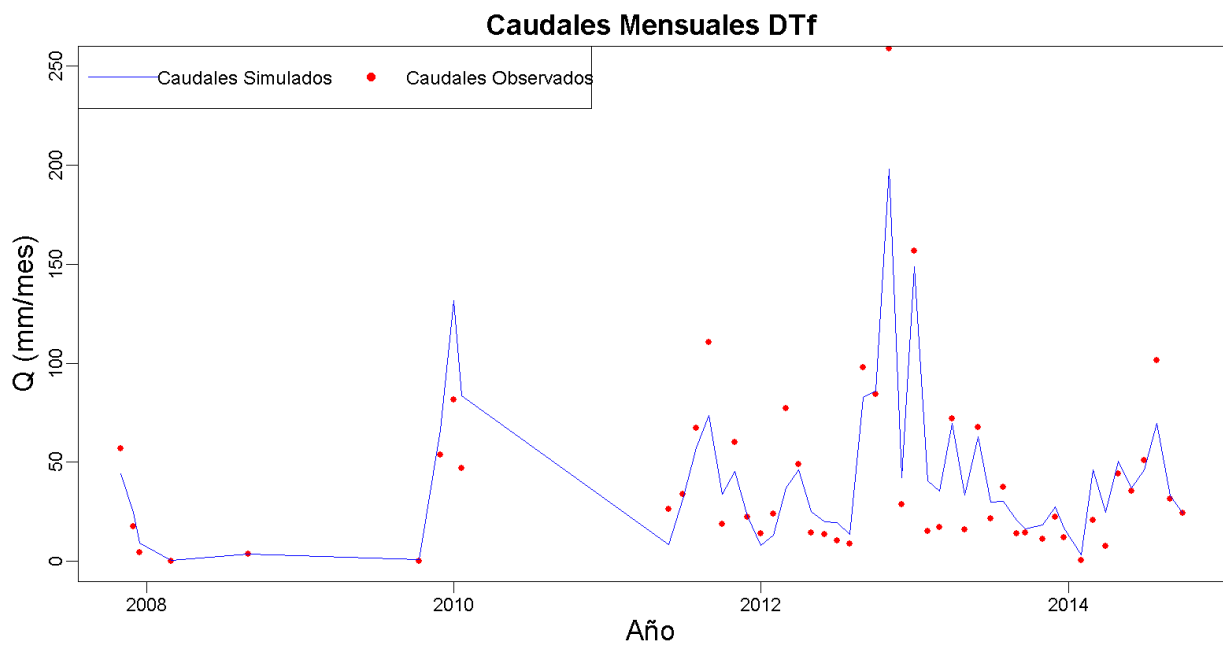


Figura C.4.10: Caudales mensuales simulados y observados para DTf, período de calibración.

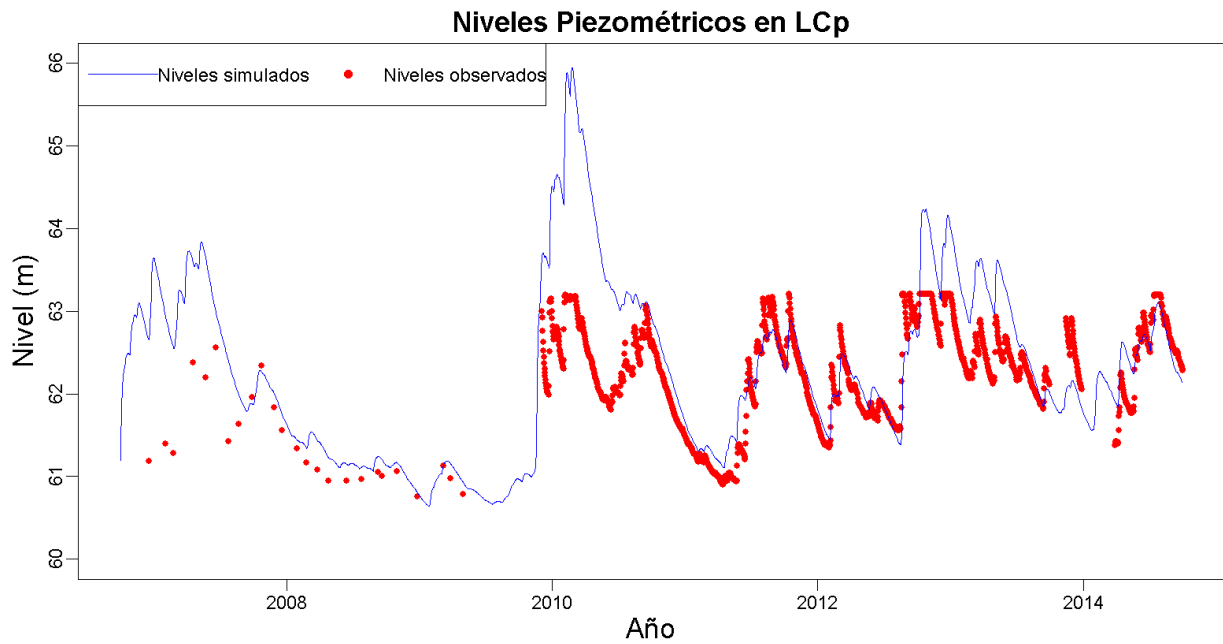


Figura C.4.11: Niveles piezométricos simulados y observados para LCp, período de calibración.

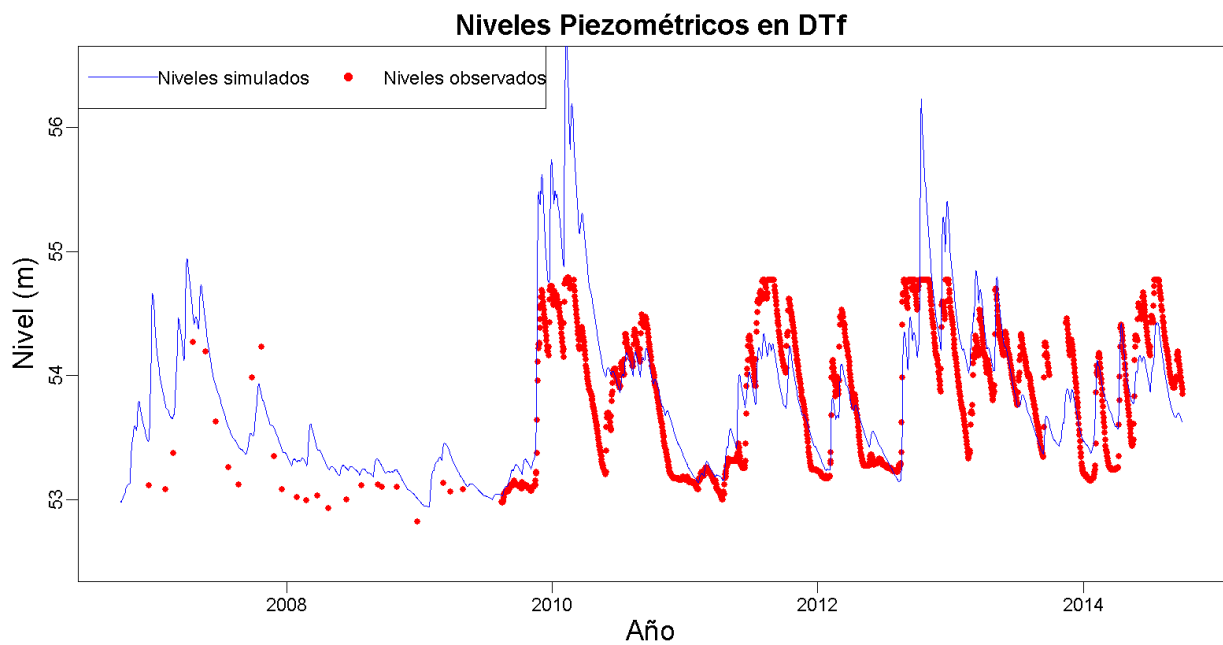


Figura C.4.12: Niveles piezométricos simulados y observados para DTf, período de calibración.

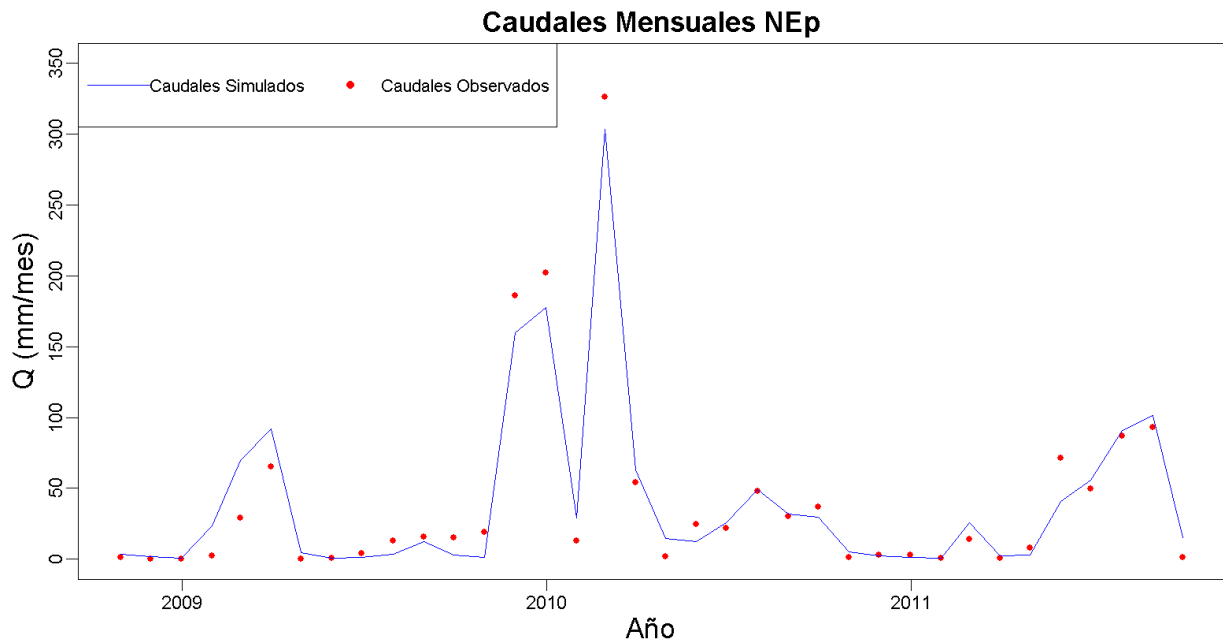


Figura C.4.13: Caudales mensuales simulados y observados para NEp, período de calibración 1.

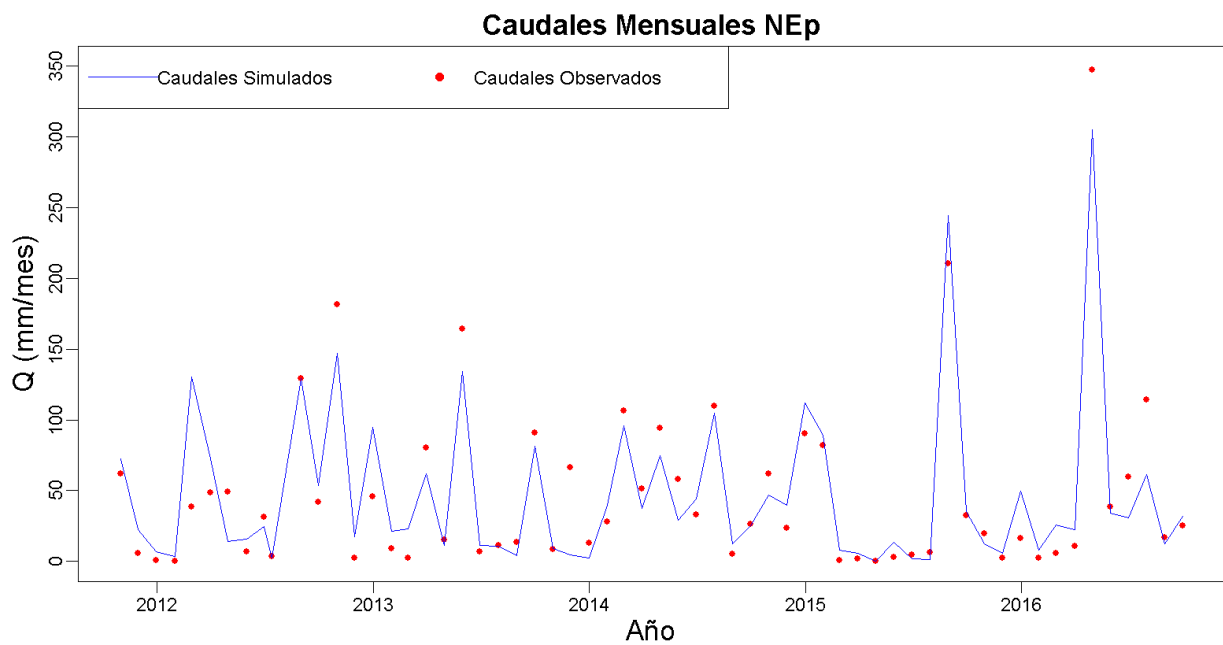


Figura C.4.14: Caudales mensuales simulados y observados para NEp, período de calibración 2.

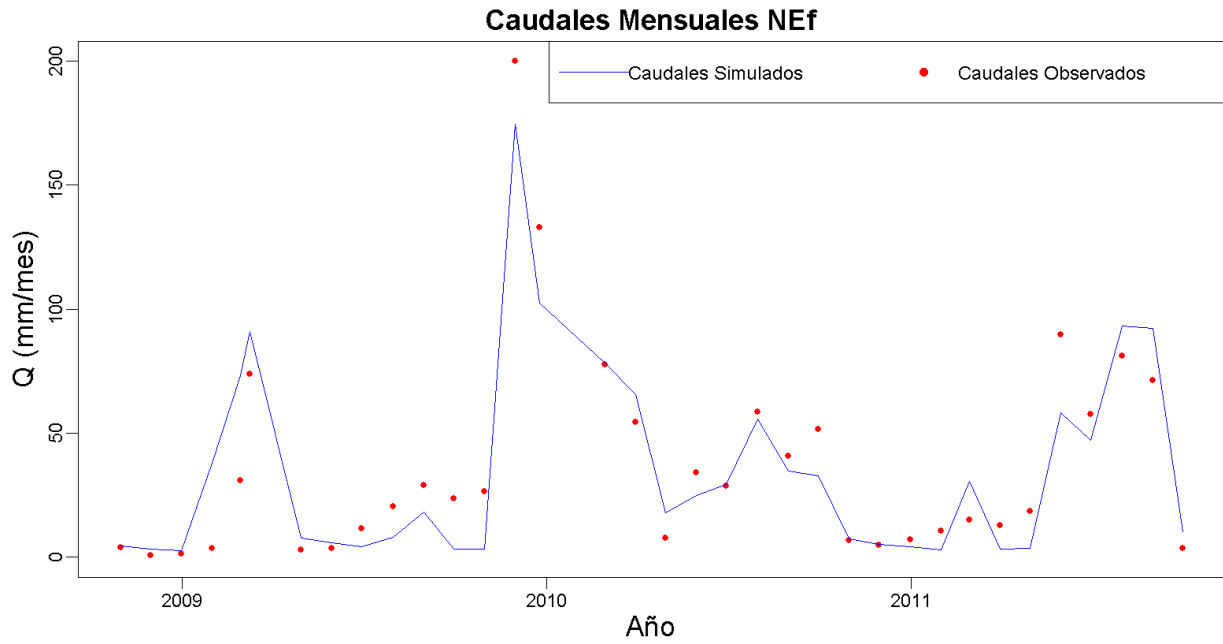


Figura C.4.15: Caudales mensuales simulados y observados para NEf, período de calibración 1.

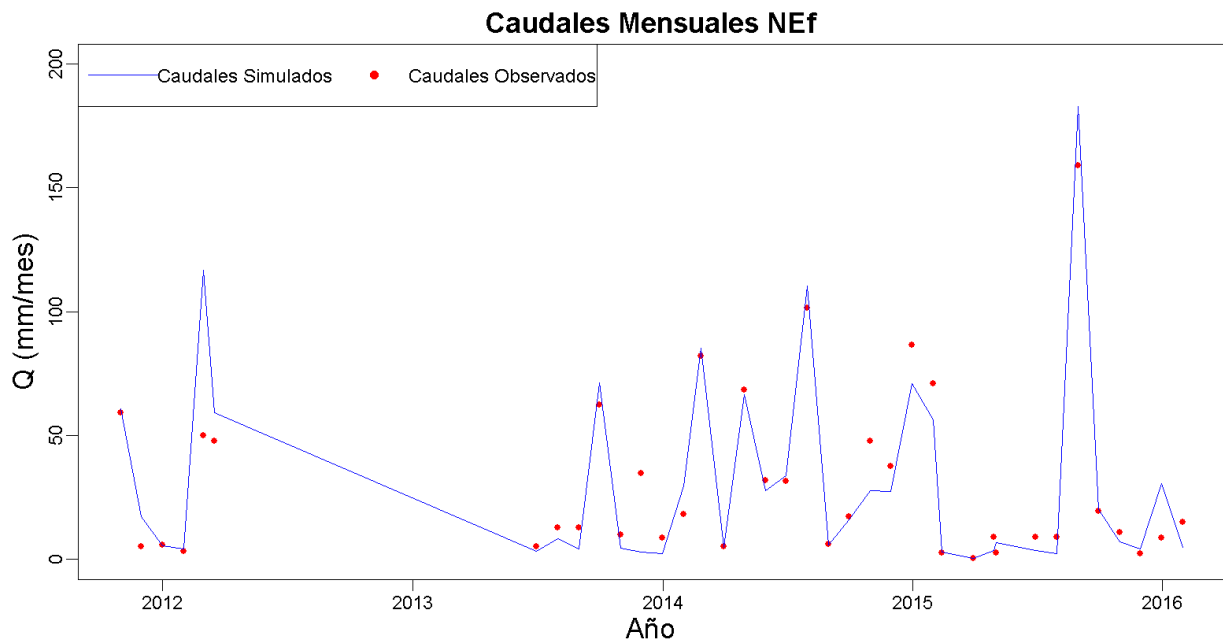


Figura C.4.16: Caudales mensuales simulados y observados para NEf, período de calibración 2.

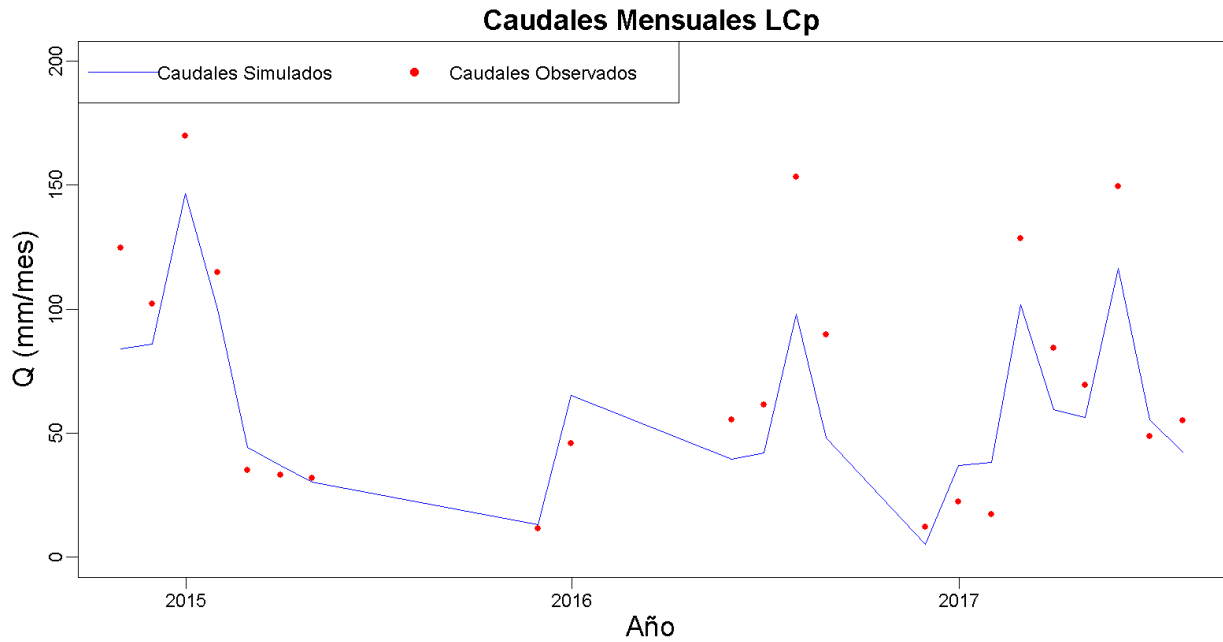


Figura C.4.17: Caudales mensuales simulados y observados para LCp, período de validación.

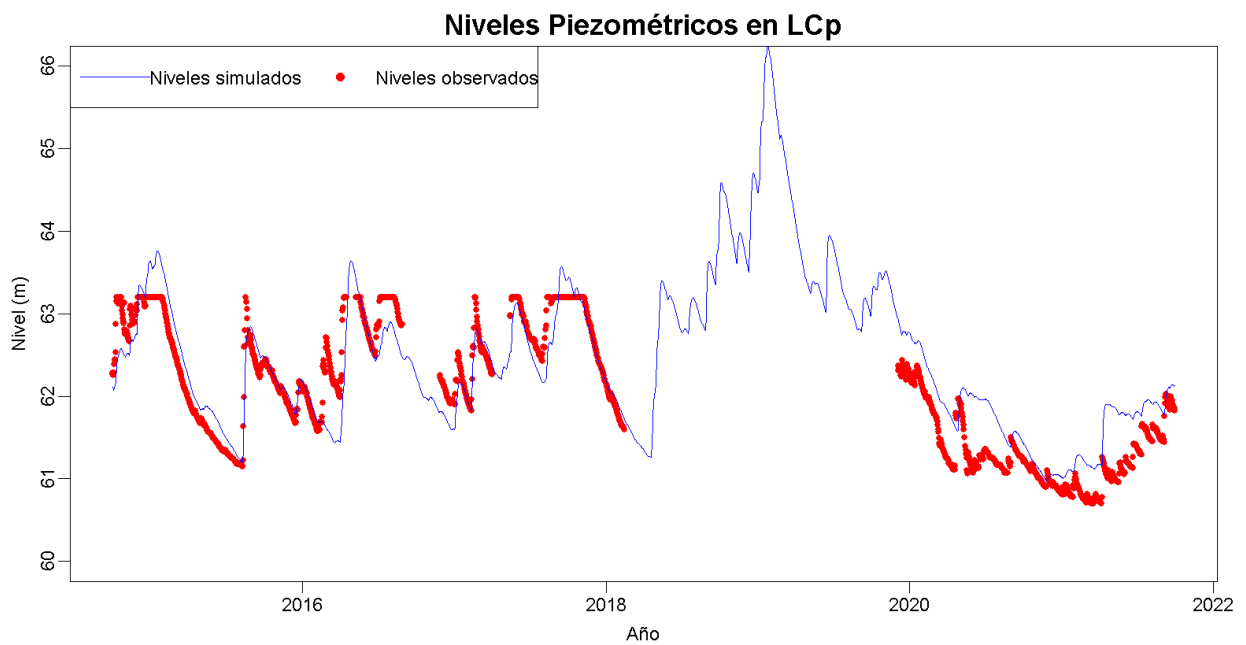


Figura C.4.18: Niveles piezométricos simulados y observados para LCp, período de validación.

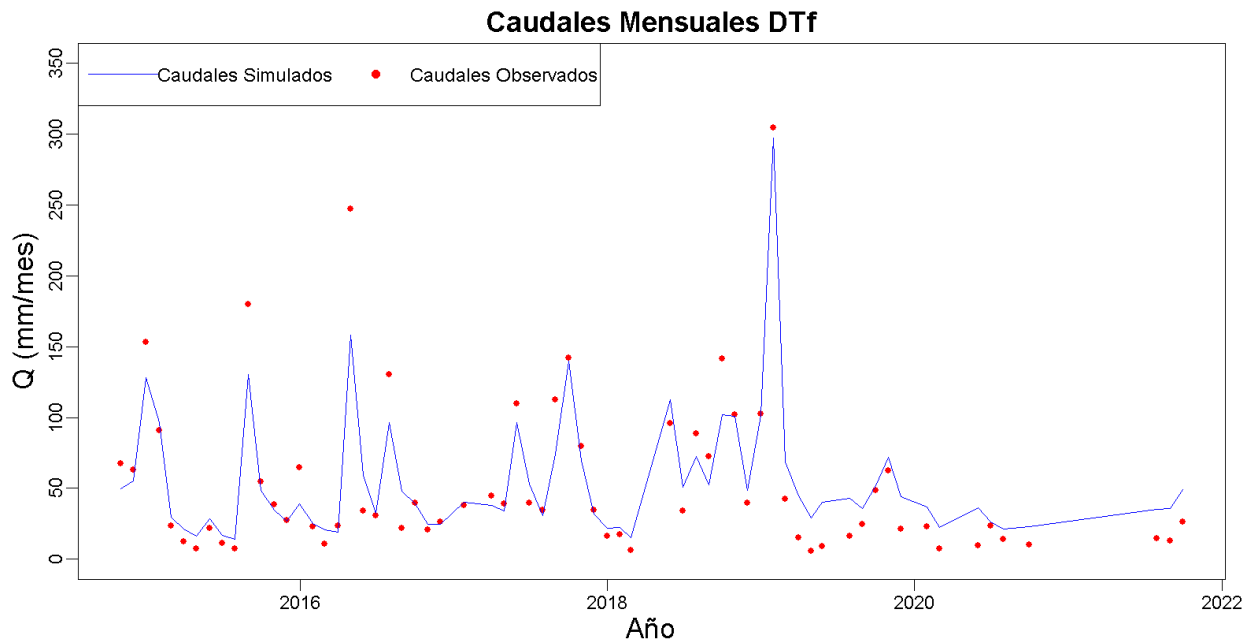


Figura C.4.19: Caudales mensuales simulados y observados para DTf, período de validación.

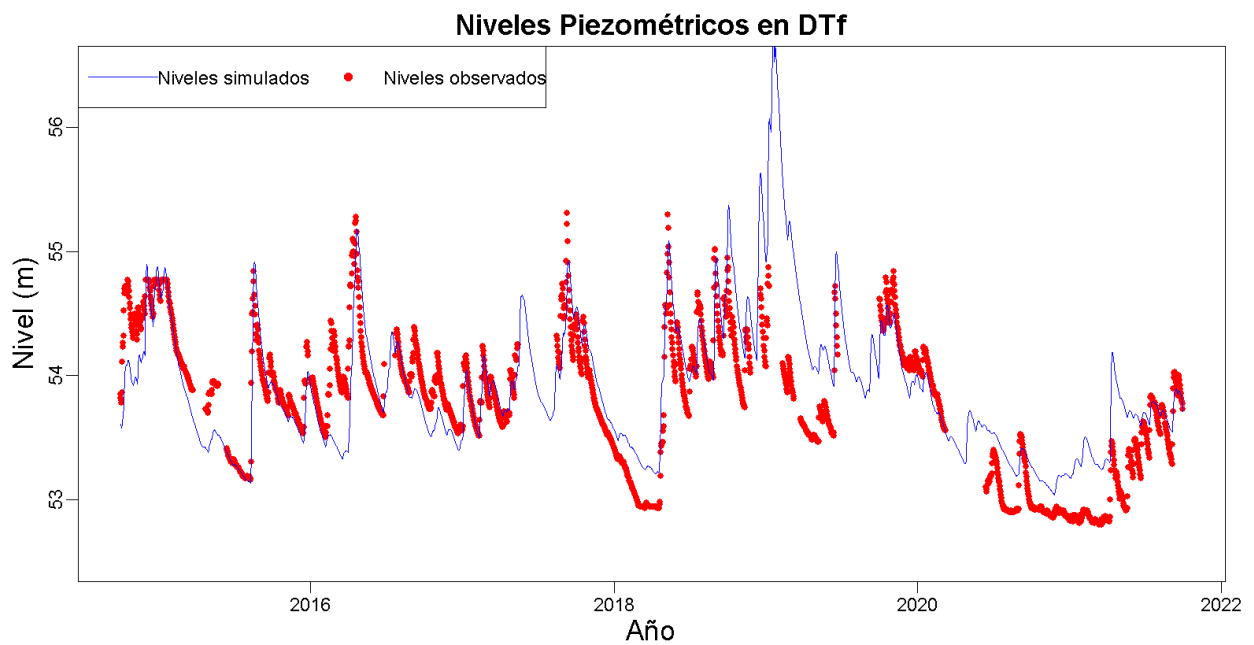


Figura C.4.20: Niveles piezométricos simulados y observados para DTf, período de validación.

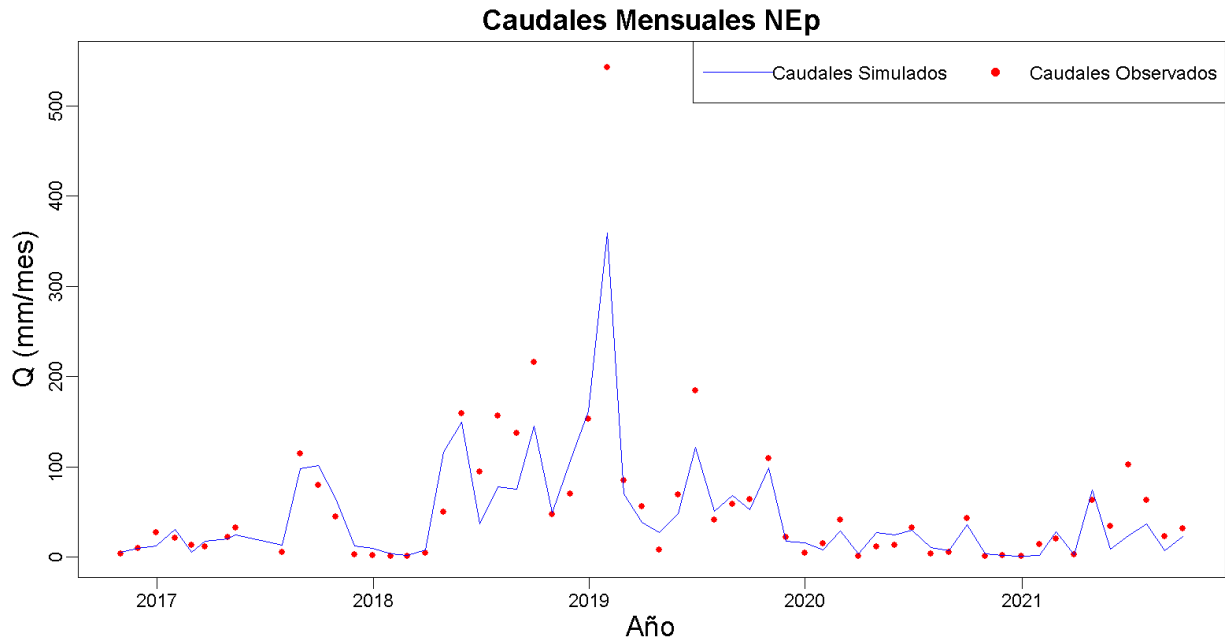


Figura C.4.21: Caudales mensuales simulados y observados para NEp, período de validación.

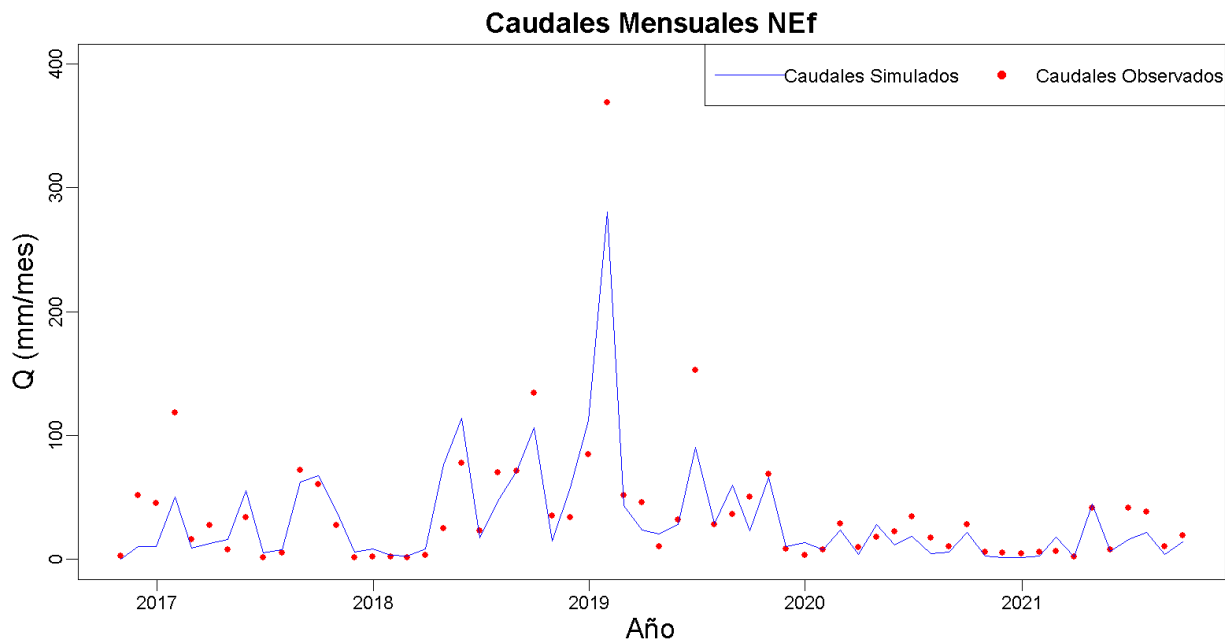


Figura C.4.22: Caudales mensuales simulados y observados para NEf, período de validación.

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

Tabla C.4.12: Resultados anuales obtenidos para LCp período de calibración y validación.

Componente	Calibración		Validación	
	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P
Precipitación	1409		1581	
Evapotranspiración real	573	41	653	41
Escorrentía superficial	460	33	503	32
Recarga	392	28	422	27

Tabla C.4.13: Resultados anuales obtenidos para DTf período de calibración y validación.

Componente	Calibración		Validación	
	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P
Precipitación	1413		1565	
Evapotranspiración real	1068	76	1068	68
Escorrentía superficial	305	22	371	24
Recarga	188	13	209	13

Tabla C.4.14: Resultados anuales obtenidos para NEp período de calibración y validación.

Componente	Calibración 1		Calibración 2		Validación	
	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P
Precipitación	1389		1443		1435	
Evapotranspiración real	973	70	877	61	855	60
Escorrentía superficial	319	23	425	29	432	30
Recarga	98	7	145	10	146	10

Tabla C.4.15: Resultados anuales obtenidos para NEf período de calibración y validación.

Componente	Calibración 1		Calibración 2		Validación	
	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P	mm/año	% respecto a P
Precipitación	1389		1443		1435	
Evapotranspiración real	936	67	991	69	1042	73
Escorrentía superficial	354	27	388	27	320	22
Recarga	90	7	68	5	69	5

El ajuste entre los niveles piezométricos medidos y simulados en DTf y LCp es satisfactorio, ya que el modelo logra reproducir los períodos de ascenso y descenso de niveles (Figura C.4.11 y Figura C.4.12). Es de destacar que en ambos sitios de monitoreo previo al año 2019 se contaban con equipos que no permitían medir niveles por encima de cierta cota piezométrica lo que no permite evaluar los mayores ascensos de niveles. También se ha observado que las variaciones de niveles son muy bruscas en algunos momentos, situación que muchas veces es difícil reproducir con un modelo de estas características.

Respecto al ajuste entre los caudales simulados y observados a nivel mensual en ambos pares de microcuencas (Figura C.4.9 y Figura C.4.10 y de la Figura C.4.13 a la Figura C.4.16), los modelos logran reproducir a nivel general los períodos de exceso y déficit de flujo en el punto de cierre. Sin embargo, el hecho de que a partir de 2017 el vertedero de LCp quedó fuera de funcionamiento, no permite evaluar la mayoría de los años del período de validación y genera estadísticos poco satisfactorios.

La bondad del ajuste se evaluó con los coeficientes de Nash-Sutcliffe promedio (NSE) y para caudales bajos (NSE-log), la diferencia de volumen y el R^2 . A nivel mensual los resultados obtenidos son satisfactorios para los períodos simulados (Tabla C.4.10 y Tabla C.4.11). Respecto a la diferencia de volumen entre los caudales observado y simulado a nivel mensual, en la mayoría de los casos se obtuvieron diferencias menores al 10 %, lo que Moriasi et al. 2007 define como un ajuste muy bueno. Para el caso del periodo de validación en NE y LCp, las diferencias fueron superiores al 10 %. Para el caso de LCp ya se mencionó anteriormente que el mal funcionamiento del vertedero incide en los resultados obtenidos. Para el caso de NE, el mes de enero de 2019 tiene una importante incidencia en la diferencia de volumen y representa aproximadamente el 6 % de la diferencia acumulada. Para el caso de DTf y LCp, la evaluación a través del número de NSE y del NSE-log de los caudales mensuales es de buena a muy buena. Esto indica un buen ajuste tanto a nivel general como para los caudales bajos en los períodos de mayor déficit hídrico. Para el caso de NE, el NSE-log presenta un peor desempeño respecto al NSE es decir que el modelo no logra reproducir los bajos caudales y el aporte subterráneo para cuencas tan pequeñas como es este caso. Para el caso del coeficiente de correlación de Pearson R^2 , para todos los casos el ajuste es más que satisfactorio. Es de destacar que en ambos pares de microcuencas el no considerar la intercepción durante los tres primeros años de la implantación de la forestación, genera mejoras sustanciales en el ajuste de los valores simulados y medidos de caudal. Respecto al ajuste obtenido para la piezometría, en todos los casos los estadísticos obtenidos son satisfactorios.

Los resultados obtenidos para cada componente del ciclo hidrológico muestran la fuerte incidencia del proceso de evapotranspiración por parte de la forestación (intercepción del dosel vegetal más consumo del bosque), respecto al total de precipitación en cada par de microcuencas. En este sentido, para los períodos de calibración y validación en DTf la ETR representa un 30 % más respecto a lo obtenido en LCp para casi idéntica precipitación. Para el caso de NE, este efecto se observa en mayor medida en la validación cuando la diferencia es del 31 %. Para el segundo período de calibración la diferencia es del 16 % (considerando en ambos casos el 3 % de exceso de NEp respecto a NEf inicialmente). Esta menor diferencia en el segundo período de calibración de 4 años, se debe a que solo se consideraron dos años de intercepción para la forestación.

A nivel de las componentes de flujos que aportan al punto de cierre, el flujo hipodérmico es el proceso que predomina en todas las microcuencas en términos porcentuales respecto a la precipitación. Esto tiene coherencia con las características morfológicas de estas microcuencas que se caracterizan por presentar elevada pendiente, presencia de areniscas y heterogeneidades locales y cambios de formación geológica dentro de la microcuenca como es el caso de DTf y LCp. También es de destacar que esta componente del flujo simulada por el modelo representa parte del flujo de escorrentía superficial considerada en la separación de flujo base, coherente con los tiempos de agotamiento del flujo hipodérmico considerados en el modelo. Para el caso de DTf y LCp, el flujo hipodérmico es 10 % mayor en la microcuenca de pasturas respecto a la forestación. Para el caso de NE, si bien para el período de pasturas el flujo hipodérmico es mayor en la cuenca forestal respecto a pasturas, luego de implementada la forestación, el flujo hipodérmico se reduce para NEf mientras que en NEp aumenta. Para el caso de la recarga, se observa una reducción entre LCp y DTf de un 15 % de la precipitación incidente en ambos períodos evaluados. Para el caso de NEf, se puede observar que la recarga es igual cuando ambas microcuencas tienen pasturas, pero luego de implementada la forestación, la recarga en NEf disminuye mientras que en NEp aumenta. En este caso es de destacar que las diferencias son muy escasas en términos porcentuales y por lo tanto susceptibles a cambios pequeños en parámetros del modelo.

C.4.3. Balance de masa de la deposición atmosférica del ión cloruro

En la Tabla C.4.16 se muestra la precipitación acumulada entre períodos de muestreo y la concentración del ión cloruro en cada sitio de monitoreo.

Tabla C.4.16: Precipitación y Concentración del ión cloruro de deposición atmosférica total en cada sitio de monitoreo.

Sitio	DTf		LCp		NE	
	Precipitación (mm)	Cl depositados (mg/l)	Precipitación (mm)	Cl depositados (mg/l)	Precipitación (mm)	Cl depositados (mg/l)
25/03/2019						
02/05/2019	90	0.566	71	0.567	86	0.691
24/07/2019	335	0.279	335	0.306	336	0.319
03/10/2019	372	0.111	372	0.180	355	0.159
05/12/2019	281	0.096	287	0.421	240	0.311
13/02/2020	338	0.109	326	S/D	301	0.169
05/05/2020	271	0.209	299	0.350	231	0.359
15/06/2020	86	1.308	86	0.540	75	S/D
27/07/2020	57	0.497	70	1.070	86	0.712
14/09/2020	110	0.524	116	1.371	107	0.478
05/11/2020	49	S/D	49	S/D	24	S/D
21/12/2020	162	0.239	162	1.644	100	1.449
16/04/2021	572	0.267	575	0.652	388	S/D
29/06/2021	203	0.665	204	0.904	171	S/D

En la Figura C.4.23 se muestra la correlación de la precipitación del pluviómetro con la precipitación registrada en cada estación meteorológica para cada período y en la Figura C.4.24 se muestra el registro de concentración de cloruros en la deposición total en mg/l para los tres sitios de monitoreo.

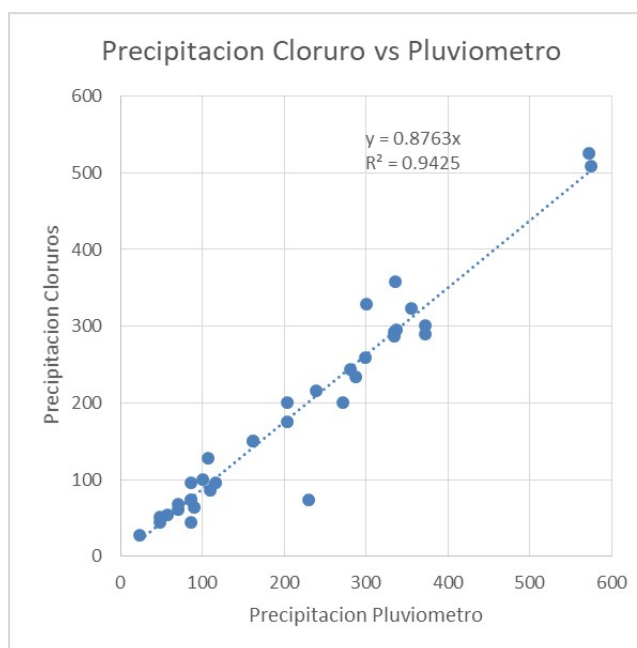


Figura C.4.23: Correlación Pluviómetro de EM vs Precipitación registrada en muestreador de deposición atmosférica de cloruros.

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

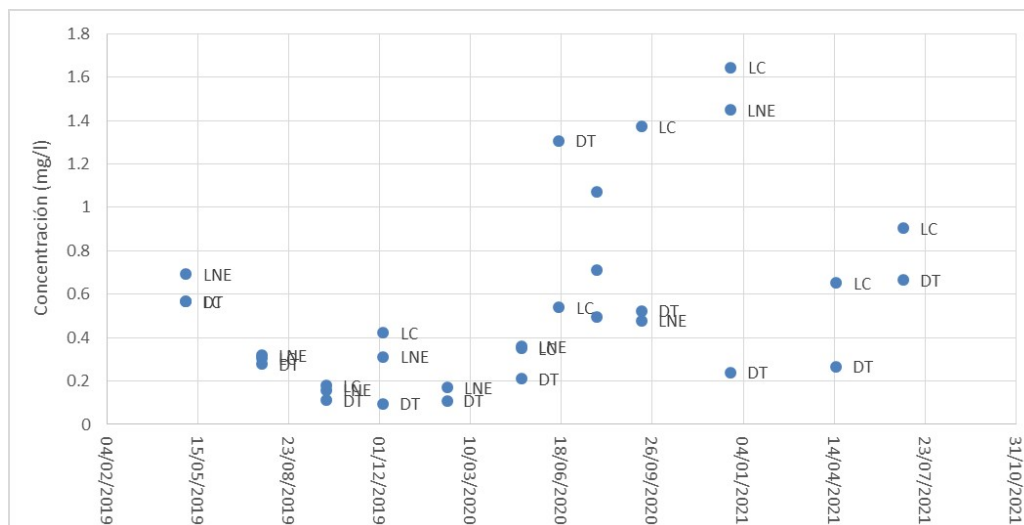


Figura C.4.24: Concentración de cloruros de deposición total (mg/l) para cada muestra colectada los sitios DTf, LCP y NE.

Como se puede observar en la Figura C.4.23, la correlación existente entre la pluviometría calculada a partir del volumen acumulado de lluvia en el colector para muestrear deposición atmosférica de cloruros y la registrada por los pluviógrafos de cada sitio es satisfactoria y solo un punto se aleja de la línea de regresión. Este punto corresponde al período 13/2/2020-5/5/2020 de NE debido a que el embudo del colector se dañó y no pudo seguir colectando lluvia. La diferencia de aproximadamente 13 % en la lluvia muestreada y la considerada por el pluviómetro, corresponde a ajustes de calibración del equipo automático y por incluir el efecto del viento en la variable meteorológica. En la Figura C.4.24 se puede constatar que en la mayoría de los casos, la concentración de cloruros en la lluvia de LCP es mayor a la de DTf a pesar de la escasa distancia entre ellos y misma condición topográfica. La cercanía del muestreador de LCP a un camino vecinal sin pavimentar, la acción filtrante de la cortina forestal en DTf y una diferente circulación atmosférica entre usos de suelo, se identifican como posibles factores incidentes. Debido a que el objetivo del trabajo es evaluar posibles diferencias en los porcentajes de recarga bajo diferentes usos de suelo, a los efectos del balance, se considera la concentración medida en cada cuenca y también un promedio de la concentración de cloruros en la precipitación de ambos sitios para cada período. Esta última consideración se realizó con el objetivo de evaluar la incertidumbre que puede generar el muestreo de lluvia en cada sitio. Esta situación no se contempló en NE ya que existe solo un muestreador de lluvia.

Del análisis de calidad de información, surge la eliminación de algunas muestras obtenidas por considerarse anómalas, para el caso de DTf y LCP, se quitaron las muestras correspondientes al 13/2/2020 y 5/11/2020. Para NE no se consideraron las muestras correspondientes al 15/6/2020, 5/11/2020 y desde el 21/12/2020 hasta 29/6/2021 debido a que no fue posible muestrear correctamente.

En la Tabla C.4.17 se resumen los resultados obtenidos para cada variable a nivel anual. El factor de enriquecimiento considerado en la concentración de cloruros en la escorrentía superficial respecto a la de la precipitación fue de 1.5. También se presentan los resultados anuales considerando diferentes escenarios para evaluar la incertidumbre en los resultados. Como se comentó anteriormente, para DTf y LCP, se consideró un promedio en la concentración de cloruros en la lluvia y una variación entre 1 y 2 en el enriquecimiento de la concentración de cloruros en la escorrentía superficial respecto a la precipitación. Para el caso de NE, sólo se consideró el segundo escenario producto de que sólo existe

APÉNDICE C. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA

un muestreador de lluvia.

Tabla C.4.17: Resultados obtenidos para la deposición atmosférica de cloruros en las microcuencas experimentales.

Variable/Sitio	DTf	LCp	NEf	NEp
Precipitación anual(mm)	1349	1370	1235	1235
Deposición atmosférica anual (g/m ²)	0.4	0.8	0.5	0.5
Escorrimento anual superficial (mm)	99	286	217	351
Deposición lavada por escorrentía anual (g/m ²)	0.037	0.24	0.13	0.21
Cloruros en acuífero (mg/l)	1.94	3.15	2.77	4.71
Recarga Anual (mm)	174	185	119.4	91.6
%Recarga Anual	13	14	10	7
Variación	168-292	90-210	119-143	92-129
Variación (%)	13-22	7-16	10-12	8-11

Si bien el período de muestreo es muy breve, se obtuvieron coeficientes de variación en la deposición atmosférica considerablemente bajos, menores a 0.06 en todos los casos. Como puede observarse en la Tabla C.4.17, la deposición atmosférica total en LCp es el doble respecto a DTf a casi idéntica precipitación anual registrada y cercanía en la que se encuentran. La diferencia surge en la concentración de las muestras colectadas, explicados anteriormente.

A nivel general, la deposición lavada por escorrentía es mayor en las cuencas con uso de suelo de pasturas respecto a la microcuenca forestal considerando el mismo factor de enriquecimiento. Esto se debe a que en la microcuenca pasturas existe mayor escurrimiento superficial. Los cloruros en el acuífero también presentan mayor concentración en las microcuencas con uso de suelo pasturas respecto a la forestación. Esto genera que a misma deposición atmosférica, la recarga al acuífero estimada mediante CMB sea mayor en la microcuenca forestal respecto a pasturas como se observa para el caso de NE.

Considerando los diferentes escenarios posibles para evaluar el rango de variabilidad de la recarga estimada, se puede observar que las microcuencas DTf y LCp presentan mayor recarga respecto a NE. Mismo resultado se obtuvo mediante VB para el período considerado. En DTf y NEf se obtuvieron mayores rangos de recarga respecto a LCp y Nep, respectivamente lo cual es contradictorio con lo obtenido mediante VB y variación de niveles freáticos y se puede deber al grado de incertidumbre en las variables del modelo como lo es la concentración de cloruros en la escorrentía superficial.

El valor de la recarga mediante CMB es incierta por tenerse sólo dos años de muestreo y no contar con determinaciones de Cl para la escorrentía superficial que en el caso de LCp tiene un peso considerable en los resultados obtenidos ya sea por la concentración de cloruros en la escorrentía así como no contar con los caudales medidos en el punto de cierre para el período considerado.

La continuidad de esta línea de trabajo se plantea en dos ejes: i) evaluar la deposición atmosférica de cloruros bajo el monte forestal a través de la componente de precipitación directa y fustal para analizar las posibles diferencias en la deposición atmosférica total bajo monte forestal y pasturas; incorporar más muestreos de cloruros en el acuífero y en escorrentía superficial; iii) estudiar el movimiento de los cloruros a nivel edáfico para esclarecer las menores concentraciones de cloruros a nivel de acuífero en las microcuencas forestal.

C.5. Conclusiones y discusión

Debido a que los mecanismos de recarga de un acuífero suelen ser múltiples y complejos, se requiere de una extensa información del medio, una buena base de datos confiable y técnicas fiables y aplicables para cada caso en particular. Aun así, existe una incertidumbre intrínseca inevitable, que con métodos de parámetros agregados es considerablemente alta.

El trabajo realizado tuvo como objetivo caracterizar la recarga difusa de los pares de microcuencas experimentales DTf-LCp y NEf y NEp respectivamente. Para el caso de EV, no se pueden obtener resultados debido al menor avance en la caracterización del medio geológico y la calidad de los datos obtenidos durante los primeros años de monitoreo. Para avanzar en la comprensión del comportamiento de este sistema es necesario profundizar en la caracterización hidrogeológica de la zona mediante la realización de relevamientos geológicos, geofísicos e hidroquímicos complementarios, la posible realización de nuevas perforaciones con filtros a una profundidad determinada y el monitoreo del nivel freático en los mismos.

El contraste de resultados con la aplicación de diferentes técnicas disminuye el rango de incertidumbre. En este sentido, los resultados, tanto el modelo VB como el balance de la deposición atmosférica de cloruros permiten afirmar que la recarga en las microcuencas DTf y LCp es mayor respecto a NE. Si bien ambos pares de microcuencas presentan características similares a nivel regional en cuanto a morfología de suelos y formaciones geológicas, las diferencias a escala de microcuencas generan respuestas diferentes en NEp y NEf ante eventos de precipitación. Esto indica que las características intrínsecas y estructurales de cada cuenca juegan un papel preponderante en la componente de recarga.

Se logró implementar la metodología de balance mediante la deposición atmosférica de cloruros para los dos pares de microcuencas DTf-LCp y NE. Sin embargo, esta metodología no permitió distinguir valores de recarga entre usos de suelo, debido a la incertidumbre existente por el corto período de muestreo, desconocer la concentración de cloruros en la escorrentía superficial y la deposición atmosférica bajo monte forestal.

El modelo del VB permite interrelacionar los diferentes componentes del balance hídrico para obtener como resultado los valores estimados de cada uno de ellos. Los valores de recarga estimados por este modelo están dentro de lo esperado y para el par DTf-LCp muestran mayor recarga bajo cobertura de pasturas respecto a la plantación forestal. Misma situación se observa para el caso de NE.

Si bien el cambio en la diferencia de volumen entre el caudal simulado y observado entre el período de calibración y validación para DTf es escaso (véase Tabla C.4.10), se observa una disminución en los caudales observados a partir de 2019 (véase Figura C.4.19). Esto se puede deber al cambio de especie de Eucalyptus y densidad de plantación.

Los valores de recarga estimados para DTf y LCp mediante nivel freático y separación de flujo base resultaron mayores a los esperables y a los estimados por el modelo VB. En este sentido puede estar incidiendo el hecho de que esta metodología tiene mayor aplicabilidad para cuencas a partir de 1 km². Sin embargo, el incremento de recarga en cuenca LCp respecto a DTf es similar en ambos métodos. Si se considera el flujo externo en ambas microcuencas DTf y LCp, el valor de recarga de LCp resulta similar al obtenido mediante VB, mientras que el de DTf, no se ve afectado significativamente. Esto último fortalece la hipótesis de que en ambas cuencas existe un aporte regional subterráneo. Este aporte contribuiría significativamente al flujo base en LCp en períodos de escasa precipitación y no en DTf.

Las diferencias en la recarga respecto al uso del suelo son claras en las microcuencas DTf y LCp.

Por otro lado entre NEf y NEp las diferencias no son significativas, pero la tendencia en NEf muestra la disminución de la recarga en el tiempo, mientras que la microcuenca pasturas aumenta en forma concordante al aumento de la precipitación media anual.

A pesar de la incertidumbre en los resultados la cual es inherente a la estimación de la recarga; el análisis realizado permite mostrar que el cambio de uso del suelo de pastura natural a plantación forestal disminuye la recarga al acuífero más somero entre 6 y 15 % de la precipitación incidente para DT-LC y en un 5 % para NE si se considera la variación entre NEp y NEf desde el año 2011. Los resultados muestran la dependencia de las características estructurales de la cuenca, la variabilidad de la precipitación y la edad de la plantación. Esto indica que los resultados no son extrapolables a otras cuencas del país donde las condiciones de los suelos y usos sean diferentes.

Apéndice D

Perfiles modales de los suelos muestreados

Grupo de suelos CONEAT 9.1

- Perfil Campo Natural

Vegetación: campo natural

Pendiente 2-3 %

Rociedad: 2-5 %

Pedregosidad: 0,01-0,1 % (entre 10 y 30 m)

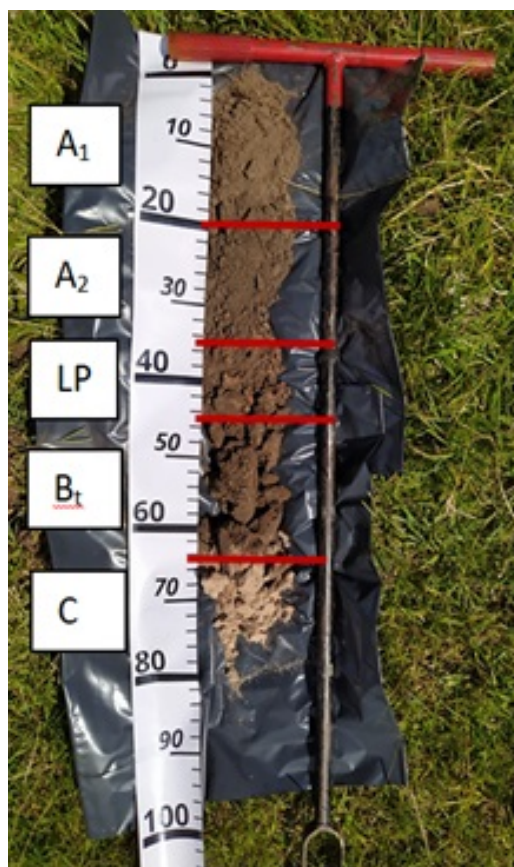
A1 0–20 cm. Pardo oscuro 7.5YR 4/2 (húmedo); franco arenoso; bloques subangulares, medios, débiles; raíces abundantes; transición gradual.

A2 20–35 cm. Pardo oscuro 7.5YR 3.5/2 (húmedo); franco arenoso a franco arcillo arenoso; películas incipientes, gravillas comunes, transición clara.

Línea de piedras 35 – 45 cm

2Bt 45–64 cm. Negro 10YR 2/1 (húmedo); arcilloso; bloques angulares, medios, moderados; películas comunes; gravillas mayores a 5mm, abundantes; transición gradual.

2C 64 – + 75 cm. Pardo rojizo claro 5YR 6/3; moteados comunes, de 5 a 15 mm, netos, difuso, rojos 2,5 YR 4/8.



APÉNDICE D. PERFILES MODALES DE LOS SUELOS MUESTREADADOS

▪ Perfil Forestal

Vegetación: plantación Eucalipto

Pendiente 3-4 %

Rocosisdad: 2-5 %

Pedregosidad: 0,01–0,1 % (entre 10 y 30 m)

Ap 0–26 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 3/1 (seco); franco arenoso; bloques subangulares, medios, débiles; raíces abundantes; transición gradual

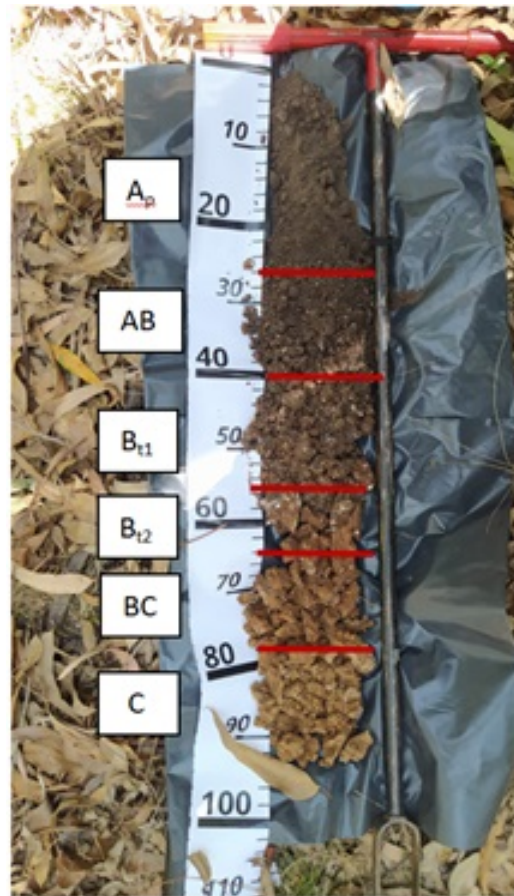
AB 26–40 cm. Negro 7.5YR 2.5/1(húmedo); franco arenoso a franco arcillo arenoso; gravas abundantes, medias y pequeñas; moteados 10R 3/6, pocos, pequeños, netos, difusos; transición gradual.

Bt1 40–55 cm. Pardo oscuro 7.5YR 3/2 (húmedo); arcilloso; bloques angulares, medios, moderados; películas comunes; gravas abundantes, medias; moteados similar a AB.

Bt2 55–64 cm. Pardo rojizo 5YR 3.5/4 (húmedo); arcilloso; bloques angulares, medios, moderados; películas comunes; gravas abundantes a comunes, grandes y medias; moteados 7.5YR 3/1

BC 64–78 cm. Pardo 10YR 4/3 y pardo oscuro 7.5YR 5/8; moteados comunes, de 5 a 15 mm, netos, difuso, rojos 2,5 YR 4/8, transición gradual.

C 78- +95 cm. Pardo oscuro 7.5YR 4/4 (70 %), grisáceo 7.5YR 6/2 (30 %); gravas comunes, pequeñas.



Grupo de suelos CONEAT 9.3

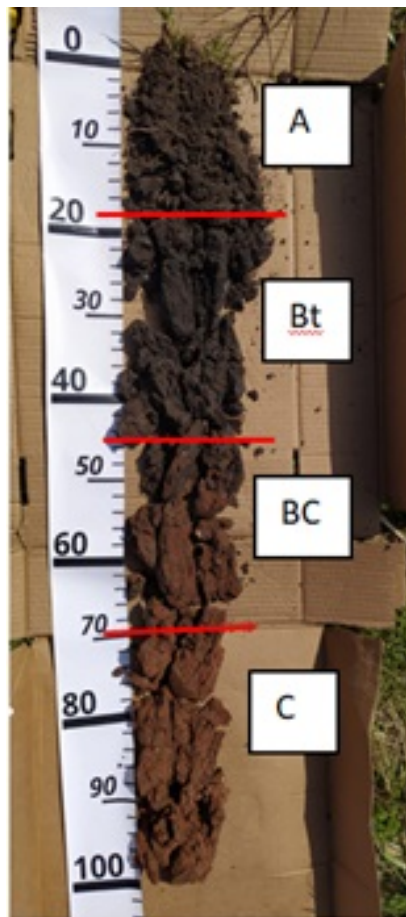
- Perfil Campo Natural

A 0–18 cm. Pardo muy oscuro 10YR 3/1 (húmedo); franco arenoso; bloques subangulares medios, débiles; raíces abundantes; transición gradual.

Bt 18–45 cm. Negro 10YR 2/1 (húmedo); franco arcilloso; gravas comunes, medias; transición gradual.

BC 45–70 cm. Mezcla de colores 2.5YR 3/6 (50%), 5YR 4/4 (40%) y 10YR 2/1 (10%); moteados 2.5YR 3/6, abundantes, medios, sobresalientes, difusos.

C 70 a más 100 cm. Rojo oscuro 2.5YR 3/6; gravas pocas, pequeñas.



APÉNDICE D. PERFILES MODALES DE LOS SUELOS MUESTREADOS

▪ Perfil forestal

Vegetación: plantación Eucalipto

Pendiente 2-3 %

Ap 0 – 20 cm. Pardo oscuro 7.5YR 4/1.5 (húmedo); franco arenoso; bloques subangulares medios, débiles; transición gradual

A 20–38 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 3.5/2 (húmedo); franco arenoso.

Bt 38–75 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 3/2 (húmedo); franco arcilloso; moteados 2.5YR 3/6, abundantes, medios, sobresalientes, difusos, abundancia incrementa hacia la base; transición gradual.

BC 75- +94 cm. Pardo rojizo 5YR 4/4; moteados 2.5YR 3/6, abundantes, netos, opacan el color de la matriz.



Grupo de suelos CONEAT 9.6

▪ Perfil Campo Natural

A1 0–20 cm. Pardo oscuro 10YR 4.5/2 (seco); franco arenoso; bloques subangulares medios, débiles; transición gradual.

A2 20–54 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 3/ (húmedo); franco arenoso.

Bt1 54–76 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 2/2 (húmedo), franco arcilloso, gravas pocas, moteados 2.5YR 4/6, comunes, medios, netos, difusos; transición gradual

Bt2 76- +96 cm. Pardo rojizo 10YR 3/2; moteados 2.5YR 4/6, abundantes, netos, difusos, opacan el color de la matriz.



APÉNDICE D. PERFILES MODALES DE LOS SUELOS MUESTREADOS

▪ Perfil forestal

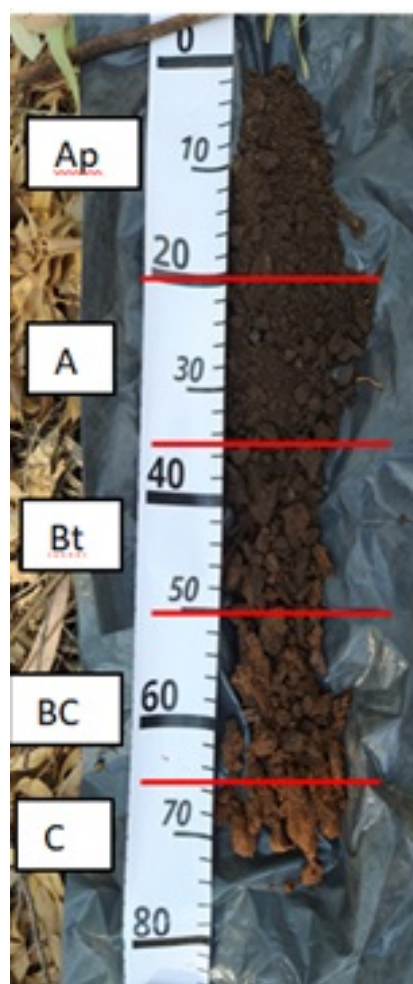
Ap 0–20 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 2.5/1 (seco); franco arenoso; bloques subangulares medios, débiles; transición gradual.

A 20–35 cm. Pardo oscuro 7.5YR 3/1; franco arenoso.

Bt 35–50 cm. Pardo muy oscuro 7.5YR 2.5/1 (húmedo) y pardo oscuro 7.5YR 3/3 hacia la base; franco arcilloso; moteados 2.5YR 4/6, comunes, medios, netos, difusos; transición gradual.

BC 50-65 cm. Pardo rojizo oscuro 5YR 3/4 (60%) y pardo oscuro 7.5YR 3/1 (40%); moteados 2.5YR 4/6, abundantes, netos, difusos.

C 65- +72 cm. Pardo rojizo oscuro 5YR 3.5/4.



Apéndice E

Antecedentes edafológicos en la zona de estudio litoral Oeste

E.1. Introducción

El presente informe tiene como objetivo presentar la revisión de antecedentes Edafológicos de las áreas correspondientes a las macrocuencas Río Queguay y Arroyo Grande (Resultado del objetivo específico N°4).

E.2. Revisión de antecedentes edafológicos

E.2.1. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (1:1.000000)

En la Figura E.2.1 se observan las Unidades de Suelos correspondientes a la macrocuenca del Río Queguay. De acuerdo a la información relevada las Unidades que ocupan la mayor superficie de la cuenca con sus respectivos suelos dominantes son: Queguay Chico (Litosol Éútrico Melánico Lac), Bacacué (Brunosol Dístrico Lúvico ArGv), Chapiçuy (Brunosol Subéútrico Típico Ar y Argisol Subéútrico Ocrico Típico Ar) y Cuchilla de Haedo-Paso de los Toros (Litosol Éútrico Melánico Fr). En la Tabla E.2.1 se encuentra la información más relevante de cada una de las Unidades de Suelos que conforman la cuenca.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

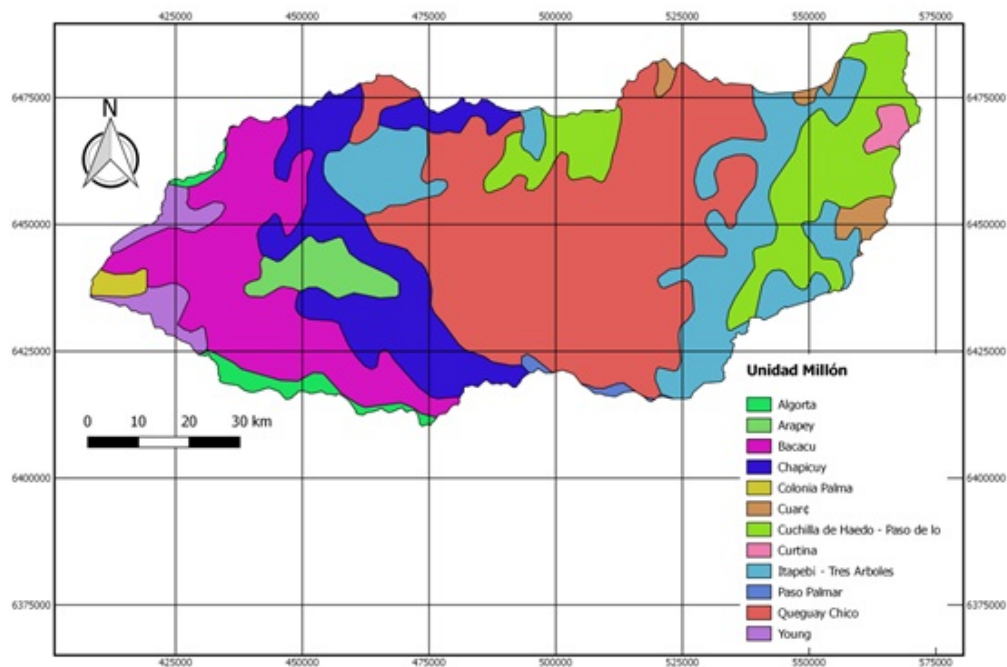


Figura E.2.1: Unidades Cartográficas de Suelos correspondientes a la macrocuenca Río Queguay.

Como se observa en la Figura E.2.2, las Unidades Arapey, Curtina, Cuchilla de Haedo-Paso de los Toros, Cuaró, Itapebí Tres Árboles, se encuentran en la zona alta de la macrocuenca, las cuales están asociadas a suelos más superficiales. Por otro lado, como se remarca en la figura, que las plantaciones comerciales, se localizan en las zonas bajas de la cuenca, en la que predominan las Unidades Bacacúa, Chapicuí y Algorta principalmente.

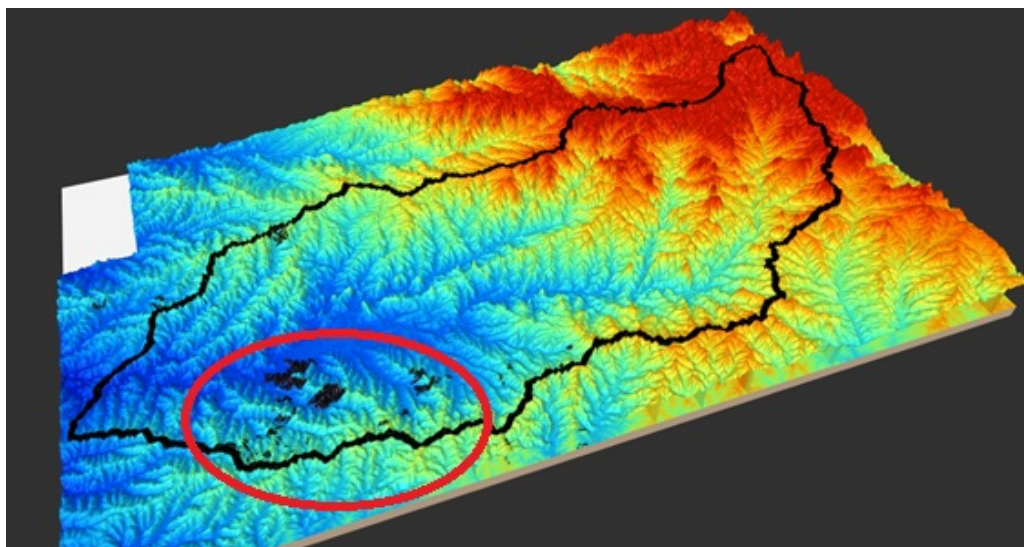


Figura E.2.2: MDT 3D de la macrocuenca Río Queguay.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

Tabla E.2.1: Principales características de las Unidades Cartográficas de la Macrocuena del Río Queguay a escala 1.1000000.

UNIDAD	SUELOS DOMINANTES	SUELOS ASOCIADOS	MATERIAL GENERADOR	RELIEVE	OCUPACIÓN EN LA CUENCA (%)
Algorta	- Argisol Dístico Ocrico Abrúptico Ar - Planosol Dístico Ocrico Ar	- Brunosol Subéutico Típico Ar	Sed. Arcillo-arenosos/ areniscas cretácicas	Lomadas suaves y fuertes con escarpas	1.57
Arapey	- Vertisol Háptico Ac	- Fluvisol Isotextural Melánico Ar - Gleysol Melánico Típico Ac	Sed. Limo-arcillosos y aluviones de Basalto	Llanuras y valles	2.74
Bacacua	- Brunosol Dístico Lúvico ArGv	- Brunosol Subéutico Lúvico ArGv - Argisol Subéutico Ocrico Típico Ar	Sed. Arena francosos y francos/Areniscas Cretácicas	Altiplanicies y valles con escarpas	15.20
Chapicuy	- Brunosol Subéutico Típico Ar - Argisol Subéutico Ocrico Típico Ar	- Argisol Dístico Ocrico Abrúptico Ar - Planosol Dístico Ocrico Ar	Sed. Arena francosos y arena-arcillosos /Areniscas Cretácicas	Lomadas suaves y fuertes, colinas con escarpas	12.63
Colonia Palma	- Brunosol Subéutico Lúvico ArFr - Argisol Subéutico Melánico Abrúptico Fr	- Brunosol Étrico Típico Fr	Sed. De texturas heterogéneas/Salto y posteriores	Lomadas suaves	0.63
Cuaró	- Brunosol Étrico Típico LAc - Vertisol Háptico Ac - Planosol Étrico Melánico LAc	- Litosol Étrico Melánico LAc	Sed. Limo- arcillosos/Basalto	Altiplanicies	1.33
Cuchilla Haedo-Paso de los Toros	- Litosol Étrico Melánico Fr	- Litosol Étrico Melánico LAc - Brunosol Étrico Típico LAc	Basalto	Sierras y colinas fuertes con escarpas (altiplanicies)	11.98
Curtina	- Litosol Étrico Melánico LAc - Vertisol Háptico Ac - Brunosol Étrico Típico LAc	- Litosol Étrico Melánico Fr	Basalto (recubrimientos limo-arcillosos)	Lomadas fuertes y colinas con escarpas	0.66
Itapebí-Tres Arboles	- Brunosol Étrico Típico LAc - Vertisol Háptico Ac - Brunosol Étrico Típico Ac	- Litosol Étrico Melánico LAc - Vertisol Rúptico Típico LAc	Sed. Limo- arcillosos/Basalto y removilizaciónes	Lomadas suaves, aplandas y fuertes; valles cóncavos con escarpas	14.62
P.Palmar	- Brunosol Subéutico Lúvico ArGv	- Brunosol Subéutico Lúvico Ar	Sed. Francos/Areniscas	Altiplanicies y colinas con	0.34

En la Figura E.2.3 se observan las Unidades correspondientes a la macrocuena del Arroyo Grande. En este caso, las Unidades que ocupan la mayor superficie de la cuenca con sus respectivos suelos dominantes son: Paso Palmar (Brunosol Subéutico Lúvico ArGv y Vertisol Rúptico Lúvico Fr), Bacacua (Brunosol Dístico Lúvico ArGv) y Curtina (Litosol Étrico Melánico LAc, Vertisol Háptico Ac y Brunosol Étrico Típico LAc). En la Tabla E.2.2 se encuentra la información relevante de cada una de las Unidades de Suelos que conforman la cuenca.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

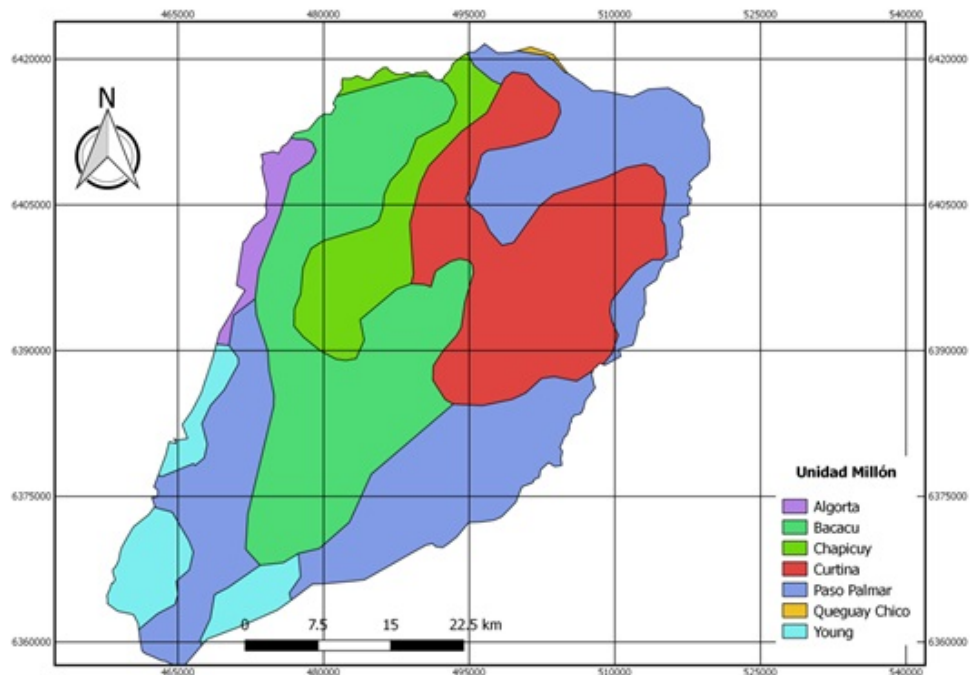


Figura E.2.3: Unidades Cartográficas de Suelos correspondientes a la macrocuenca Arroyo Grande.

Con respecto a la Cuenca anterior, la macrocuenca Arroyo Grande presenta menor variabilidad topográfica y las plantaciones comerciales se encuentran principalmente en la zona media de dicha cuenca (Figura E.2.4).

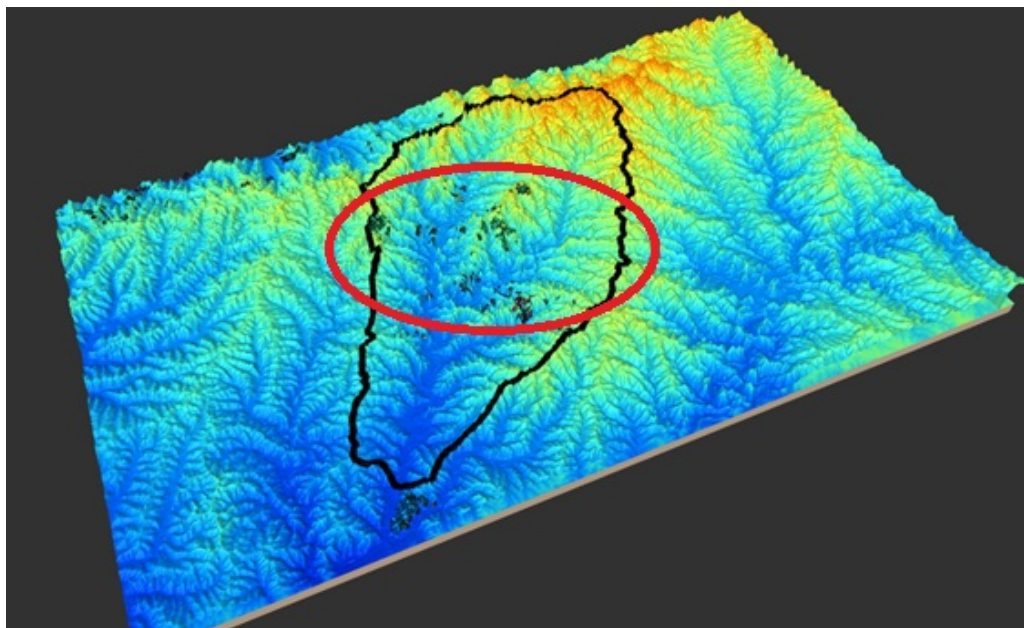


Figura E.2.4: MDT 3D de la macrocuenca Arroyo Grande.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL
OESTE

Tabla E.2.2: Principales características de las Unidades Cartográficas de la Macrocuena del Arroyo Grande a escala 1:1000000.

UNIDAD	SUELOS DOMINANTES	SUELOS ASOCIADOS	MATERIAL GENERADOR	RELIEVE	OCUPACIÓN EN LA CUENCA (%)
Algorta	- Argisol Dístico Oarico Abrúptico Ar - Planosol Dístico Oarico Ar	- Brunosol Subéutrico Típico Ar	Sed. Arcillo-arenosos/ areniscas cretácicas	Lomadas suaves y fuertes con escarpas	2.08
Bacacua	- Brunosol Dístico Lúvico ArGv	- Brunosol Subéutrico Lúvico ArGv - Argisol Subéutrico Oarico Típico Ar	Sed. Areno francosos y francos/Areniscas Cretácicas	Altiplanicies y valles con escarpas	26.62
Chapicuy	- Brunosol Subéutrico Típico Ar - Argisol Subéutrico Oarico Típico Ar	- Argisol Dístico Oarico Abrúptico Ar - Planosol Dístico Oarico Ar	Sed. Areno francosos y areno-arcillosos /Areniscas Cretácicas	Lomadas suaves y fuertes, colinas con escarpas	8.19
Curtina	- Litosol Éutrico Melánico LAc - Vertisol Háptico Ac - Brunosol Éitrico Típico LAc	Litosol Éutrico Melánico Fr	Basalto (recubrimientos limo-arcillosos)	Lomadas fuertes y colinas con escarpas	21.57
P. Palmar	- Brunosol Subéutrico Lúvico ArGv - Vertisol Rúptico Lúvico Fr	- Brunosol Subéutrico Lúvico Ar - Brunosol Subéutrico Típico Ar	Sed. Francos/Areniscas Cretácicas (Sed. Limo- arcillosos)	Altiplanicies y colinas con escarpas	34.9
Q. Chico	- Litosol Éutrico Melánico LAc	- Litosol Éutrico Melánico Fr - Brunosol Éitrico Típico LAc - Vertisol Háptico Ac	Basalto y Removilizaciones	Lomadas fuertes y colinas con escarpas	0.09
Young	- Brunosol Éutrico Típico Fr - Brunosol Éutrico Típico LAc	- Brunosol Éutrico Háptico Típico Fr - Brunosol Éutrico Háptico LAc - Vertisol Rúptico Lúvico Fr	Sed. Francos y Limo- arcillosos (Fray Bentos)	Lomadas suaves y fuertes (colinas)	6.55

E.2.2. Grupo de Suelos CONEAT

En la Figura E.2.5 se observan los Grupos de Suelos CONEAT correspondientes a la macrocuena del Río Queguay. Si bien dentro de la cuenca hay 36 Grupos de Suelos CONEAT diferentes, los que presentan mayor importancia de acuerdo a la superficie que abarcan son: 1.10b, 9.1, 9.6, 12.21, y 1.11b (Figura E.2.6). En la Figura E.2.6, se presentan las principales características de dichos Grupos de Suelos CONEAT.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

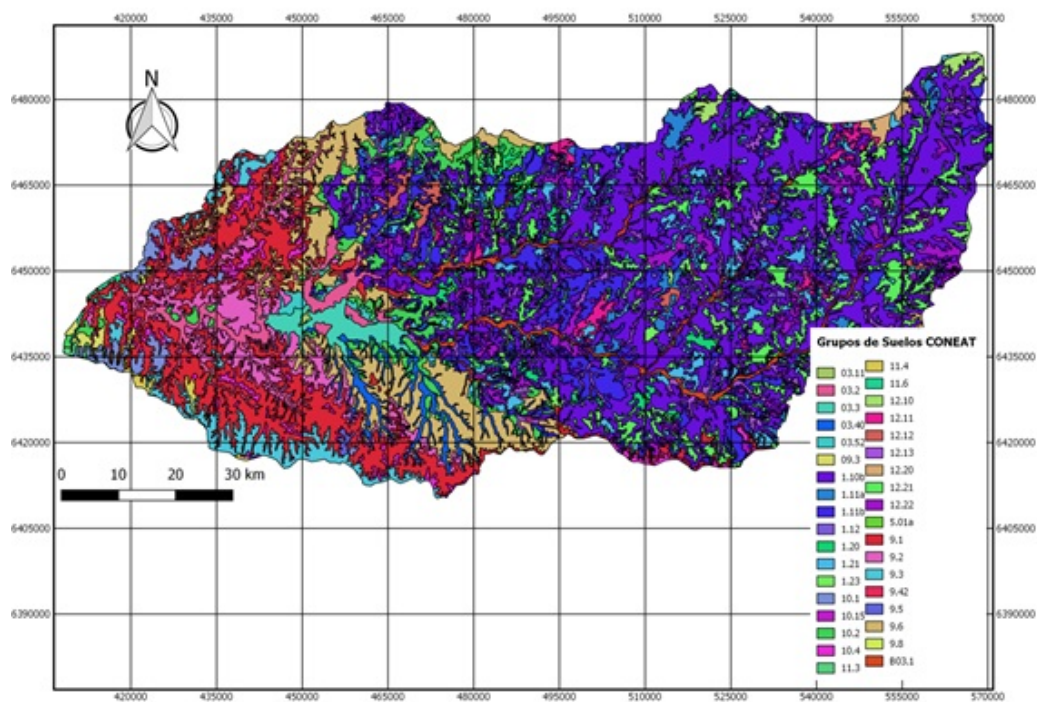


Figura E.2.5: Grupos de Suelos CONEAT de la cuenca Río Queguay.

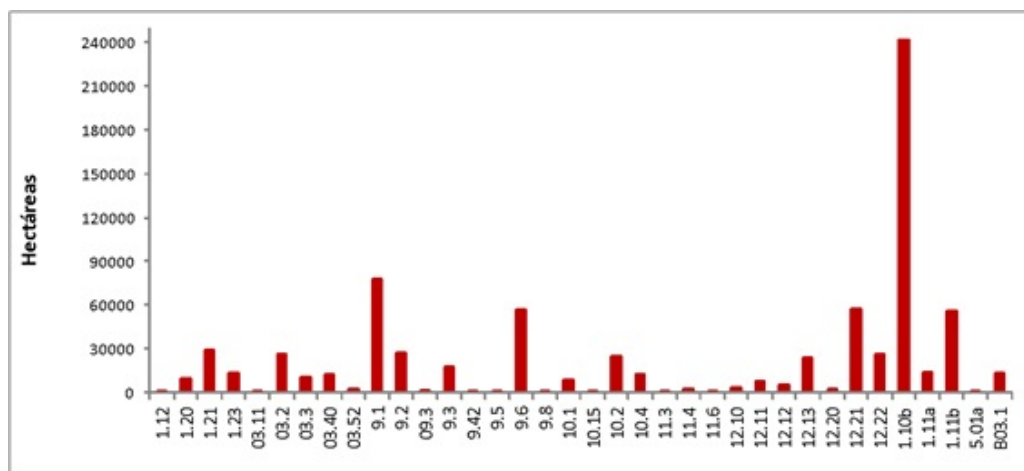


Figura E.2.6: Superficie (hectáreas) por Grupo de Suelos CONEAT en la cuenca Río Queguay.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

Tabla E.2.3: Principales características de los Grupos de Suelos CONEAT que ocupan mayor área de la cuenca Río Queguay.

Grupo CONEAT	Material Parental	Suelos Dominantes	Suelos Asociados	IP
1.10b	Basalto	Litosoles Subéutricos (a veces Éutricos) Melánicos, ródicos	Litosoles Éutricos Melánicos y Brunosoles Éutricos Típicos	30
1.11b	Basalto	Litosoles Subéutricos (a veces Éutricos) Melánicos, ródicos	Litosoles Éutricos Melánicos, Brunosoles Éutricos Típicos	40
9.1	Areniscas litificadas, mayormente de Formación Mercedes	Brunosoles Éutricos y Subéutricos, Típicos o Lúvicos	Litosoles Éutricos y Subéutricos Melánicos	61
9.2	Areniscas consolidadas con cementación férrica de la formación Guichón y areniscas consolidadas de la formación Mercedes	Brunosoles Éutricos o Subéutricos Típicos; Argisoles Subéutricos Ócricos, a veces Melánicos Típicos		74
9.6	Areniscas con cemento arcilloso de color pardo rojizo	Brunosoles Subéutricos Típicos, a veces Lúvicos	Argisoles Subéutricos Ócricos Típicos	101
12.21	Sedimentos limo arcillosos/basalto y removilizaciones	Vertisoles Hápticos	Brunosoles Éutricos Típicos; Litosoles Éutricos Melánicos	153

En la Figura E.2.7 se observan los Grupos de Suelos CONEAT correspondientes a la macrocuenca Arroyo Grande. En este caso, son 28 los Grupos de Suelos CONEAT, de los cuales, los que ocupan mayor superficie son: 9.1, 9.6, 03.2 y 10.4 (Figura E.2.8). En la Tabla E.2.4, se presentan las principales características de dichos Grupos de Suelos CONEAT.

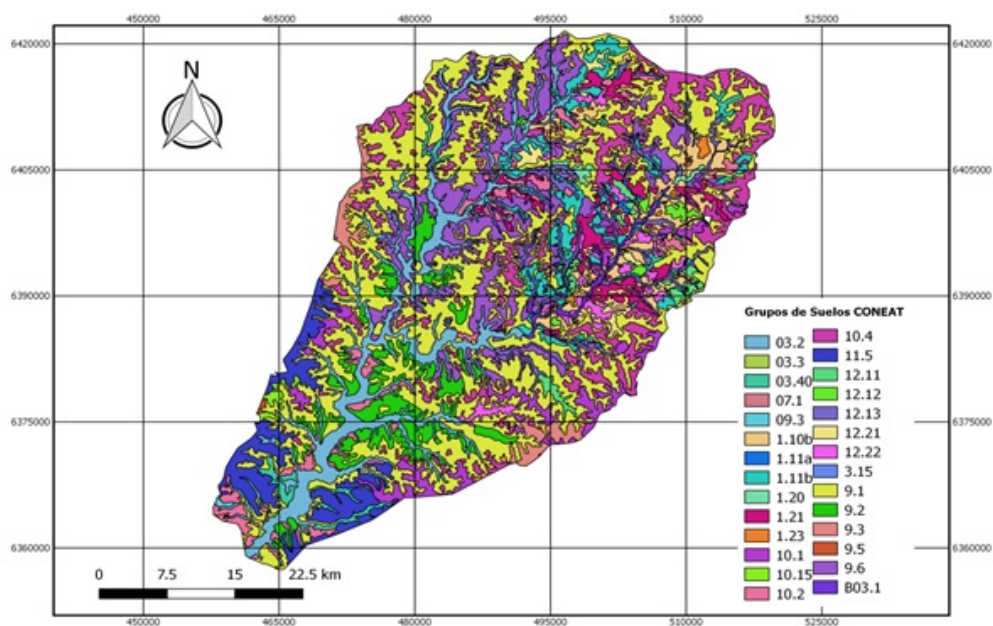


Figura E.2.7: Grupos de Suelos CONEAT de la cuenca Arroyo Grande.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

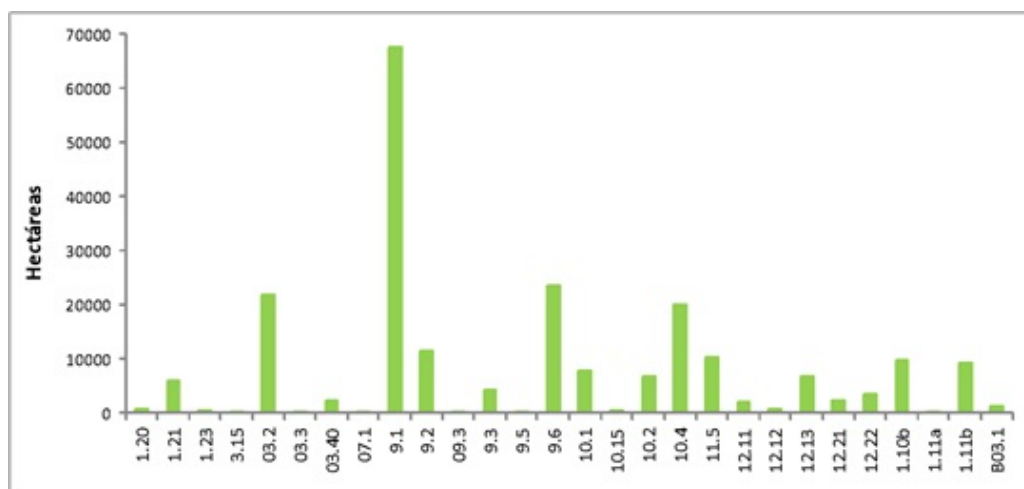


Figura E.2.8: Superficie (hectáreas) por Grupo de Suelos CONEAT en la cuenca Arroyo Grande.

Tabla E.2.4: Principales características de los Grupos de Suelos CONEAT que ocupan mayor área de la cuenca Arroyo Grande.

Grupo CONEAT	Material Parental	Suelos Dominantes	Suelos Asociados	IP
03.2	Sedimentos limosos y limo arcillosos	Gleysoles Háplicos Melánicos; Fluvisoles Isotexturales Melánicos	Vertisoles Háplicos hidromórficos	131
9.1	Areniscas litificadas, mayormente de Formación Mercedes	Brunosoles Éútricos y Subéútricos, Típicos o Lúvicos	Litosoles Éútricos y Subéútricos Melánicos	61
9.6	Areniscas con cemento arcilloso de color pardo rojizo	Brunosoles Subéútricos Típicos, a veces Lúvicos	Argisoles Subéútricos Ócricos Típicos	101
10.4	Sedimentos limo arcillosos delgados, a veces con gravas y cantos, sustentados sobre sedimentos cretáceos litificados.	Brunosoles Éútricos y Subéútricos Lúvicos	Vertisoles Rúpticos Típicos y Brunosoles Éútricos Típicos	118

En la Figura E.2.9 se presenta la ubicación de sitios de los cuales se cuenta con información detallada de suelos obtenida en diferentes tesis de grado y posgrado de la Facultad de Agronomía, realizadas en convenio con las empresas UPM y MDP. Además se cuenta con información brindada por la Dirección de Recursos Naturales del MGAP obtenida en relevamientos de suelos realizados por dicha institución en las zonas en cuestión (Tabla E.2.5).

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

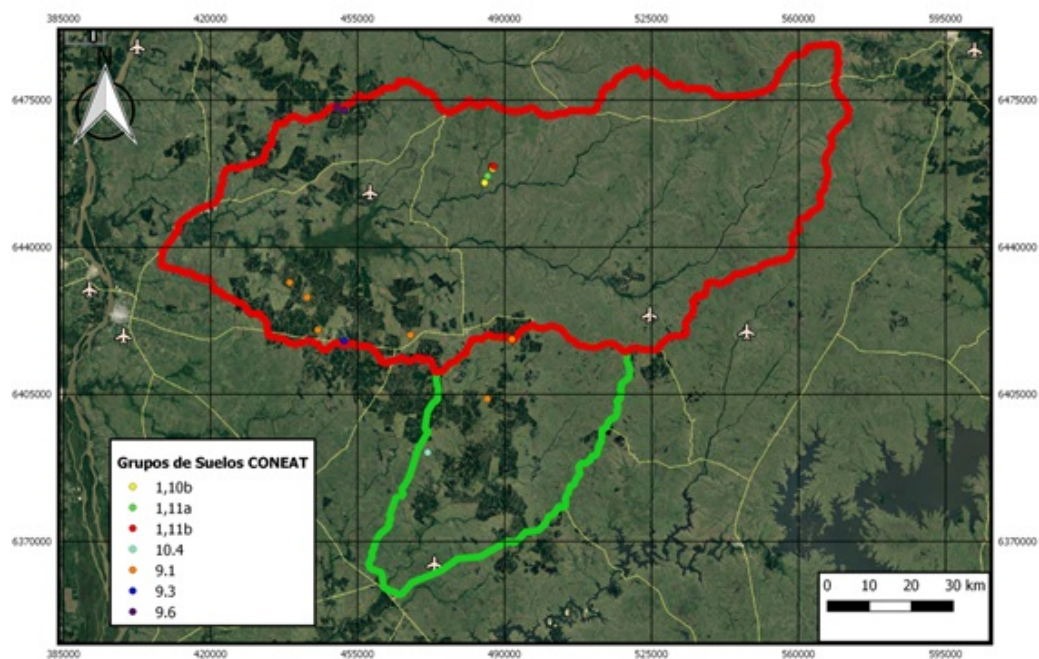


Figura E.2.9: Grupos de Suelos CONEAT de los cuales se cuenta con información detallada.

Tabla E.2.5: Principales características de los Grupos de Suelos CONEAT que ocupan mayor área de la cuenca Arroyo Grande.

Grupo de suelo CONEAT	Fuente de información	Tipos de Suelos
1.10b	MGAP	Litosol Éutrico Melánico; Vertisol Háptico
1.11a	MGAP	Brunosol Éutrico Típico
1.11b	MGAP	Brunosol Éutrico Típico
9.1	MGAP; MDP-UPM-FAGRO	Brunosol Subéutrico Típico; Argisol Dístrico; Brunosol Dístrico Lúvico; Litosol Subéutrico Melánico
9.3	MDP-FAGRO	Panosol Subéutrico Ocrico-Luvisol Ocrico Típico-Luvisol Ocrico Álbico
9.6	MDP-UPM-FAGRO	Argisol Dístrico Típico-Brunosol Éutrico Típico
10.4	MGAP-MDP	Brunosol Subéutrico Típico/Lúvico-Vertisol Rúptico

E.2.3. Descripción de suelos según fuente de información

1. Descripción Sitio Cerro Chato (MDP-FAGRO)

- Tipo de descripción: Calicata.
- Condiciones tiempo de muestreo: nublado, lloviznas (dentro de monte).
- Ubicación aproximada: 31°52'06.5" S 57°31'39.5" W.
- Relieve General: Lomadas suaves.
- Relieve Local: Ladera Alta, comienzo de una concavidad.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

- Pendiente: 6 %.
- Geología: Areniscas cretácicas.
- Grupo CONEAT: 9.6
- Uso actual: Monte de Eucaliptus dunnii.

Ap 0-32 cm. Pardo rojizo oscuro (5YR 2,5/2) en húmedo, con depresiones de color 5YR 3/4 en húmedo; franco arenoso; bloques angulares medios, débiles; poros gruesos; raíces abundantes; friable; transición gradual.

Bt1 32-53 cm. Negro (5YR 2.5/1) en húmedo; franco arcillo arenoso; películas de arcilla en manchas, discontinuas, delgadas; bloques angulares gruesos; moteados rojos (2.5YR 4/6) pequeños, contraste neto, borde difuso; consistencia firme; transición clara.

Bt2 53-70 cm. Pardo rojizo oscuro (2.5YR 3/3) en húmedo; franco arcillo arenoso a arcillo arenoso; películas de arcilla continuas, gruesas; bloques angulares gruesos, fuertes; algunos revestimientos o concreciones de Fe y Mn, friables; consistencia firme; transición gradual y ondular.

BC 70-1.10 cm. Pardo rojizo (2.5YR 4/4.5); franco arcillo arenoso a arcillo arenoso; bloques angulares gruesos, películas de arcilla delgadas y en manchas; consistencia firme; raíces pocas; pocas concreciones de Fe y Mn, muy débiles, friables.

Tabla E.2.6: Datos analíticos

Sitio	Horizonte	Profundidad (cm)	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	C org (%)	Cmolc kg ⁻¹					B.T.	CICe	S.B (%)	P Bray (mg kg ⁻¹)
						Ca	Mg	K	Na	Ac. Int.				
Cerro Chato	Ap	0-32	4.83	3.87	0.85	4.66	0.59	0.31	0.42	1.03	5.98	7.01	85	0.9
Cerro Chato	Bt1	32-53	5.18	4.06	0.32	10.86	1.49	0.33	0.49	0.49	13.17	13.66	96	0.9
Cerro Chato	Bt2	53-70	5.16	4.23	0.97	16.39	2.16	0.35	0.68	0.36	19.58	19.94	98	0.7
Cerro Chato	BC	70-110	5.53	3.67	0.29	19.28	2.34	1.33	0.44	0.21	23.39	23.60	99	0.5

2. Descripción de sitios en “Establecimiento Los Timboes” (UPM-FAGRO)

- A)
- Ubicación: Ruta 90, Km 57
 - Coordenadas: S32° 21'09" W57° 34' 45"
 - Posición Topográfica: ladera alta
 - Material Generador: areniscas cretácicas.
 - Vegetación: ex - campo natural (plantación 1997, Eucalyptus grandis).
 - Grupo de Suelo CONEAT: 9.3

A 0-28 cm. Pardo grisáceo oscuro(10YR 4/2); franco arenoso.

Bt1 28-60 cm. Pardo grisáceo muy oscuro a pardo oscuro (10YR 3/2) con moteados tenues, borde difuso, pardo amarillento (10Y R 6/8); arcilloso arenoso arcilloso.

Bt2 60-95 cm. Mezcla de colores rojo amarillento (5YR 5/8) y gris rojizo (5YR 5/2) con areniscas, arcilloso arenoso - arcilloso.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

BC 95-120 cm. Gris rojizo (5YR 5/2) concreciones de Fe Mn, arcilloso arenoso.

Tabla E.2.7: Datos analíticos.

Horizonte	Profundidad (cm)	PH		M.O (%)	Complejo de Intercambio							Sat. (%)
		Agua	KCl		cmolc kg ⁻¹							
					Ca	Mg	K	Na	B.T.	A.inter	CIC	
A	0-28	5.19	4.01	0.75	7.4	2.52	0.37	0.31	10.60	0.36	10.96	96.70
Bt1	28-60	4.95	3.82	0.88	7.6	2.44	0.34	0.30	10.68	1.17	11.85	90.12
Bt2	60-95	5.30	4.04	0.35	1.1	0.24	0.12	0.47	1.93	0.99	2.92	66.09
BC	95-120	5.45	4.24	0.17	1.8	0.42	0.17	0.22	2.61	-	-	-

- B) ■ Ubicación: Ruta 90, Km 57
- Coordenadas: S32° 21' 60" W57° 35' 18"
 - Posición Topográfica: ladera alta.
 - Material Generador: areniscas cretácicas
 - Vegetación: ex - campo natural (plantación 1997, Eucalyptus grandis).
 - Grupo de Suelo CONEAT: 9.3

A 0-48 cm. (10YR 3/3); franco arenoso (A110-15 cm 10YR 3/3, A12 15-48 cm 10 YR 3/2).

E 48-80 cm. 10YR6/3 franco arenoso.

Bt 80-110 cm. 10YR7/1 con moteados 10YR6/8 comunes, borde difuso, algunas concreciones de Fem., tamaño moteado grande, arcilloso.

BC (C) 110 cm a +. 10YR5/3, moteados con borde neto, 5YR 5/8 abundantes con concreciones Fe Mn abundantes, arcilloso arenoso (arena gruesa en grietas).

Tabla E.2.8: Datos analíticos.

Horizonte	Profundidad (cm)	PH		M.O (%)	Complejo de Intercambio							Sat. (%)
		Agua	KCl		cmolc kg ⁻¹							
					Ca	Mg	K	Na	B.T.	A.inter	CIC	
A	0-48	5.07	4.12	0.52	13.1	3.2	0.22	0.27	16.79	0.58	17.38	96.6
E	48-80	5.27	4.32	0.12	11.8	2.86	0.20	0.22	15.08			
B	80-110	5.40	4.07	0.12	9.8	2.34	0.31	0.28	12.73	0.27	13	97.9
BC (C)	110 a +	5.61	4.27	0.08	2.0	0.83	0.23	0.28	3.34			

- C) ■ Ubicación: Ruta 90, Km 57
- Coordenadas: S32° 22' 02" W57° 35' 29"
 - Posición Topográfica: ladera alta.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

- Material Generador: areniscas cretácicas
- Vegetación: ex - campo natural (plantación 1997, Eucalyptus grandis).
- Grupo de Suelo CONEAT: 9.1

A11 0-29 cm. 10YR4/3, arenoso franco.

A12 29-48 cm. 10YR3/2 con concreciones de Fe Mn de 1mm pocas, arenoso franco con trozos de areniscas de 10 mm.

R 48 cm a +. 2.5YR 4/4 y 2.5YR 6/8.

Observación: de los 44 a los 48 cm aparece un horizonte textural pesado franco arcilloso.

Tabla E.2.9: Datos analíticos.

Horizonte	Profundidad (cm)	PH		M.O (%)	Complejo de Intercambio							Sat. (%)
		Agua	KCl		cmolc kg ⁻¹							
					Ca	Mg	K	Na	B.T.	A.inter	CIC	
A11	0-29	5.02	3.88	0.615	0.77	0.46	0.36	0.47	2.06	0.99	3.05	68
A12	29-48	4.76	3.94	0.571	2.3	0.60	0.22	0.48	3.6	0.81	4.41	81.6

3. Descripción de dos perfiles de suelo del sitio experimental Ibirapitá (UPM-FAGRO)

- Ubicación: Poblado Lavalleja, Dpto. de Paysandú.
- Coordenadas: S31° 52' 55" W57° 30' 35'
- Unidad Chapicuy
- Grupo de Suelo CONEAT: 9.6

Ladera Alta			
Horizonte	Profundidad (cm)	Textura	Color
Ap	0-20	F	7,5 YR 3/2 (Con clastos)
Bt	20-35	Fac-Ac	5 YR 3/3
Bc	35-45	FAc	2,5 YR 4/8
C	45+	F	2,5 YR 5/8

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

Ladera Baja				
Horizonte	Profundidad (cm)	Textura	Color	Descripción
Ap	0-30	FAr	10 YR 3/2	Moteados 10YR 5/8, 2-5 mm, abundantes, netos, borde difuso Moteados 10YR 6/8, 5YR 5/8 hacia el centro, 5-10 mm, abundantes, netos, borde claro
Bt1	30-60	AcAr-Ac	10 YR 2/2	
Bt2	60-78	AcAr-Ac	10 YR 4/4	
BC	78+	AcAr-Ac	10 YR 5/4	

Tabla E.2.10: Datos analíticos de los perfiles de suelo del experimento Ibirapitá.

Posición	Horizonte	pH		C org (g kg ⁻¹)	Ca	Mg	K	Na	Al	B.T.	CIC	S.B (%)
		H2O	KCl									
Ladera Alta	Ap 0-20	5.12	4.15	11.40	7.62	1.00	0.16	0.41	0.33	9.19	9.52	97
	Bt 20-35	5.20	3.89	11.14	13.80	1.28	0.25	0.41	0.11	15.74	15.85	99
	Bc 35-45	5.75	4.26	10.78	20.54	1.77	0.33	0.70	0.04	23.34	23.38	100
	C 45+	6.56	5.01	10.33	24.51	1.81	0.25	0.41	0.01	26.98	26.97	100
Ladera Baja	Ap 0-30	4.82	3.55	11.36	4.88	0.86	0.14	0.37	0.83	6.25	7.08	88
	Bt1 30-60	5.55	4.20	10.97	10.96	0.88	0.23	0.38	0.11	12.45	12.56	99
	Bt2 60-78	5.70	4.27	10.71	13.29	1.02	0.27	0.37	0.05	14.95	15.00	100
	BC 78+	5.90	4.54	10.62	12.61	1.00	0.27	0.40	0.02	14.28	14.30	100

4. Descripción de los perfiles correspondientes a la cuenca “Don Tomás” (forestada) y “La Cantera” (pastura natural) (MDP-FAGRO)

Unidad IAp(L)K. Interfluvio aplanado con sedimentos cuaternarios sobre rocas cretácicas. Las pendientes son del 1% o menores y ocupa las posiciones de cabecera de las cuencas. Los suelos asociados son Brunosoles Subeutricos Típicos/Lúvicos y Vertisoles Rúpticos Lúvicos con accesorios.

Tabla E.2.11: Datos analíticos Brunosol Subeutrico Típico en cuenca DTf.

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Ar	L	Ac	Textura	M.O (%)	P (ppm)	Cmolc kg ⁻¹ suelo					
			%						K	Ca	Mg	Na	Acidez	C.I.C
Ap	17	Pardo grisáceo muy oscuro	34.4	35.1	30.5	FAC	5.6	3	0.71	12.5	1.6	0.11	0.05	15.0
A	11	Gris muy oscuro	32.4	34.9	32.7	FAC	4.5	4	0.47	13.8	1.8	0.12	0.06	16.3
Bt1	7	Gris muy oscuro	28.9	33.3	37.8	FAC	3.9	2	0.48	16.3	1.7	0.11	0.06	18.7
Bt2	12	Gris muy oscuro	27.0	27.9	45.7	Ac	3.0	2	0.63	19.8	2.1	0.14	0.06	22.7
C		Pardo amarillento claro	36.8	14.2	49.0	Ac	1.2	3	0.75	20.1	2.0	0.22	0.05	23.1

Tabla E.2.12: Datos analíticos Brunosol Subeutrico Típico en cuenca LCp.

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Ar	L	Ac	Textura	M.O (%)	P (ppm)	Cmolc kg ⁻¹ suelo					
			%						K	Ca	Mg	Na	Acidez	C.I.C
A1	17	Pardo grisáceo muy oscuro	52.7	21.2	26.1	FACAr	3.8	4	0.42	8.5	2.3	0.29	0.16	11.7
AB	8	Gris muy oscuro	53.4	13.3	33.3	FACAr	2.5	3	0.43	13.6	3.1	0.21	0.07	17.4
Bt1	10	Gris muy oscuro	55.8	10.2	34.0	FACAr	1.9	3	0.39	14.3	2.3	0.21		17.2
Bt2	7	Gris muy oscuro				Ac								
Bt3	11	Gris oscuro												
C		Pardo amarillento claro												

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

Unidad Esc K. Escarpa de rocas cretácica. Esta unidad incluye afloramientos rocosos suelos superficiales y muy superficiales Litosoles y suelos más profundos de la zona de retroceso de la escarpa Argisoles Dístricos Melánicos/óéricos Abruptitos/Típicos.

Tabla E.2.13: Datos analíticos Argisol Dístrico Melánico Abruptico en cuenca LCp.

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Ar	L	Ac	Textura	M.O (%)	P (ppm)	Cmolc kg ⁻¹ suelo					
			%						K	Ca	Mg	Na	Acidez	C.I.C
A1	14	Pardo	78.8	6.2	15.0	FAr	2.3	3	0.09	3.6	0.7	0.09	0.20	4.7
A2	11	Pardo oscuro	77.0	5.6	17.4	FAr	1.6	2	0.08	4.4	0.7	0.12	0.18	5.5
Bt1	9	Negro rojizo	74.3	3.6	22.1	FAcAr	1.6	2	0.12	7.2	1.4	0.14	0.32	9.2
Bt2	14	Gris oscuro	56.6	5.1	41.9	AcAr	1.4	2	0.33	15.6	3.4	0.30	0.82	20.5
Bt3	8	Gris	54.6	1.9	43.5	AcAr	1.0	2	0.37	16.7	3.8	0.34	0.92	22.1
C		Gris claro	65.3	0.4	34.3	FAcAr	0.4	1	0.33	14.9	3.4	0.15	0.83	19.6

Tabla E.2.14: Datos analíticos Argisol Dístrico Ocrico Abruptico cuenca DTf.

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Ar	L	Ac	Textura	M.O (%)	P (ppm)	Cmolc kg ⁻¹ suelo					
			%						K	Ca	Mg	Na	Acidez	C.I.C
A1	35	Pardo	84.9	2.0	13.1	ArFFAr	1.2	2	0.09	2.1	0.3	0.04	0.12	3
A2	20	Pardo	83.3	1.6	15.1	FArArF	0.7	2	0.1	2.4	0.2	0.04	0.72	3
Bt	12	Pardo oscuro	65.2	1.1	33.7	FAcAr-AcAr	1.7	3	0.26	7.5	1.0	0.1	2.11	11
C	18 y +	Pardo muy oscuro/ pardo amarillento	72.0	0.8	27.2	FACAr	1.2	2	0.18	5.1	0.7	0.08	1.52	8

Unidad LK. Lomadas desarrolladas sobre sedimentos de cretácicos, las pendientes oscilan entre 3 y 5 % Los suelos dominantes en esta unidad son Brunosoles subeutricos típicos.

Tabla E.2.15: Datos analíticos Brunosol Subeutrico Típico en cuenca LCp.

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Ar	L	Ac	Textura	M.O (%)	P (ppm)	Cmolc kg ⁻¹ suelo					
			%						K	Ca	Mg	Na	Acidez	C.I.C
A1	22	Gris muy oscuro	62.7	14.3	23.0	FAcAr	3.7	7	0.48	9.8	1.3	0.10	0.08	11.8
A2	18	Negro	59.7	13.2	27.1	FAcAr	2.5	3	0.35	13.1	1.3	0.11	0.07	14.9
Bt1	20	Negro	54.4	11.8	33.8	FAcAr	1.7	3	0.45	16.5	1.3	0.12	0.06	18.4
Bt2	15	Pardo grisáceo oscuro	44.4	13.4	42.2	AcAr	0.9	2	0.50	19.8	1.5	0.18	0.04	22.0
Bt3	16	pardo	46.1	13.9	40.0	AcAr	0.5	2	0.49	22.7	1.6	0.19	0.06	25.0
C		Pardo claro	41.0	23.8	35.2	FAc	0.3	2	0.45	29.8	1.4	0.19	0.04	31.9

Tabla E.2.16: Datos analíticos Brunosol Subeutrico Típico cuenca DTf.

Horizonte	Espesor (cm)	Color	Ar	L	Ac	Textura	M.O (%)	P (ppm)	Cmolc kg ⁻¹ suelo					
			%						K	Ca	Mg	Na	Acidez	C.I.C
A1	14	Gris muy oscuro	55.2	20.9	23.9	FAcAr	3.4	3	0.22	8.3	1.7	0.17	0.06	10.5
A2	10	Negro	57.8	18.5	23.7	FAcAr	2.8	2	0.21	8.1	1.5	0.17	0.06	10.0
Bt1	18	Gris	45.1	15.1	39.8	AcAr-FAc	1.9	3	0.51	17.4	3.4	0.52	0.02	21.9
Bt2	13	Pardo grisáceo muy oscuro	37.2	15.3	47.5	Ac	1.1	3	0.61	22.9	4.8	0.96	0.02	29.3
Bt3	7	pardo	35.2	20.4	44.4	Ac	0.6	3	0.70	25.7	4.4	1.11	0.04	32.0
C		Pardo claro	35.2	22.2	42.8	Ac	0.3	2	0.67	24.1	4.4	1.05	0.06	30.3

5. Descripción de los perfiles de suelo del sitio La Merced (UPM -FAGRO)

- Localidad: Orgoroso (Dpto. de Paysandú)
- Ubicación : 32° 13' 29"S, 55° 54' 45.°

- Geomorfología: Lomas suaves de 2 a 3.5 %
- Relieve local: loma alta aplanada
- Geología: Sedimentos Arenosos de formaciones cretácicas.
- Uso actual: Monte de Eucalyptus dunnii.
- Grupo de Suelos CONEAT: 9.3

BLOQUE 1

Ap 0 – 22 cm: Pardo (7,5 YR 4/2) en húmedo con depleciones de color en la parte superior pardo grisáceo (10YR 5/2), de textura más suave que la matriz; franco arenoso con arena gruesa; moteados pardo oscuros (7,5YR 3/2), comunes hacia la base, menores a 5 mm, borde difuso y contraste neto; raíces comunes; transición clara.

A 22 – 32 cm: Pardo (7,5 YR 4/2) en húmedo; franco arenoso con arena gruesa; moteados pardo oscuros (7,5YR 3/2), abundantes, menores a 5 mm, borde difuso y contraste neto; raíces comunes; transición clara.

E1 32 – 53 cm: Pardo grisáceo oscuro (10 YR 4/2) en húmedo; franco arenoso a arenoso franco; moteados pardo muy oscuros (7,5 YR 2,5/3), comunes, grandes (hasta 10 mm), borde neto, contraste neto; raíces comunes; transición clara por color.

E2 53 - 77 cm: Pardo grisáceo (10 YR 5/2) en húmedo; franco arenoso a arenoso franco; moteados pardo amarillento oscuros (10 YR 4/6), comunes, grandes (hasta 10 mm), borde claro, contraste neto; raíces comunes.

Bt1 77 - 95 cm: Mezcla de colores amarillo parduzco (10YR 6/8) (80%) y gris luminoso (10YR 7/2) (20%) en la parte superior del horizonte; pardo amarillento (10YR 5/6), con moteados pardo amarillento oscuros (10YR 3/6), comunes, tenues, borde difuso, menores a 5 mm; franco arenoso pesado; concreciones de Fe y Mn, 5 mm, duras, pocas; transición abrupta.

Bt2 95 a +125 cm: Gris luminoso (10YR 7/2); moteados pardo amarillento (10 YR 5/8), sobresalientes, borde neto, grandes (10 mm); arenoso franco.

BLOQUE 2

Ap 0 – 27 cm: Pardo grisáceo oscuro (10 YR 4/2) en húmedo con depleciones de color en la parte superior pardo grisáceo (10YR 5/2); de textura más suave que la matriz; franco arenoso con arena gruesa; raíces comunes; transición gradual.

A 27 – 68 cm: Pardo muy oscuro (7,5 YR 2,5/3) en húmedo; franco arenoso; raíces pocas, restos de raíces de plantación anterior; transición clara.

E1 60 – 68 cm: Pardo oscuro (7,5 YR 3/3) en húmedo; arenoso franco; transición clara por color.

E2 68 - 77 cm: Gris rosáceo (7,5 Y 6/2) en húmedo; arenoso franco; moteados pardo fuertes (7,5 YR 5/6), tenues, pocos, pequeños (2 mm), de borde difuso; raíces pocas; transición abrupta.

Bt 77 - 98 cm: Pardo grisáceo (10 YR 5/2) en húmedo; arcilloso; moteados rojo brillante (2,5 YR 6/8), y rojos hacia el centro (2,5 YR 6/8) sobresalientes, comunes, grandes (5-10 mm), de borde neto; pedotúbulos de materia orgánica.

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

BC 98 a + 120 cm: Pardo grisáceo (10 YR 5/2); moteados rojos (2,5YR 5/8), abundantes, que enmascaran color de la matriz; arcilloso con arena gruesa.

BLOQUE 3

Ap 0 – 20 cm: Pardo grisáceo oscuro (10 YR 4/2) en húmedo; moteados pardo oscuro (7,5YR 4/6), pocos, borde difuso, pequeños (2 mm), tenues, franco arenoso; raíces comunes; transición gradual.

A 20 – 32 cm: Pardo grisáceo muy oscuro (7,5 YR 3/2) en húmedo; franco arenoso; raíces comunes; transición clara.

E 32 – 41 cm: Pardo grisáceo (10 YR 5/2) en húmedo; franco arenoso a arenoso franco; moteados pardo fuerte (7,5 YR 4/6), tenues, muy pocos, de borde difuso, raíces comunes; transición abrupta.

Bt1 41 - 54 cm: Pardo grisáceo (10YR 5/2) en húmedo; arcillo arenoso a arcilloso; moteados pardo fuerte (7,5 YR 5/8), netos, comunes, menores a 5 mm, de borde claro; raíces comunes; transición gradual.

Bt2 54 - 71 cm: Pardo grisáceo (10YR 5/2) en húmedo, con vetas negras; arcilloso; moteados pardo amarillentos (7,5 YR 5/8), y rojo amarillento (5YR 5/8) hacia el centro, comunes, con borde neto; transición clara.

Bt3 71 - 92 cm: Gris (10 Y 6/1) en húmedo; arcilloso; moteados amarillo parduzcos (10 YR 6/8), comunes, grandes, borde neto; contraste claro, raíces pocas; fragmentos de arenisca silicificada; pedotúbulos de materia orgánica.

BC 92 a + 120 cm Pardo rojizo brillante (5YR 6/4) con vetas negras.

Tabla E.2.17: Principales características físicas y químicas del sitio “La Merced”.

Horizonte	Profundidad (cm)	Arcilla	Limo	Arena	DAP (Mg m ⁻³)	C org (g kg ⁻¹)	pH+		Cationes intercambiables						Bases	Stock de cations int.			
							H2O	KCl	Al	Ca	Mg	K	Na	Total Bases		CECe	Sat (%)	Ca	Mg
															cmolc kg ⁻¹				
A	43	13.1	27.2	59.7	1.45	6.4	4.8	3.7	0.8	2.1	0.8	0.1	0.2	3.2	4.0	80.0	2.6	0.1	0.1
E	24	12.6	25.3	62.1	1.50	2.9	4.8	3.7	0.8	1.9	0.8	0.1	0.2	3.0	3.8	79.0	1.4	0.6	0.07
Bt	40	30.3	31.7	38.0	1.45	3.5	5.1	4.1	0.6	9.6	3.2	0.4	0.3	13.4	14.1	95.0	1.1	3.7	0.5
BC	26	29.0	36.2	34.8	1.47	1.7	5.4	4.2	0.3	11.0	3.7	0.4	0.4	15.4	15.7	98.1	8.4	2.8	0.3

Note: † pH: soil: solution relation v/v 1:2.5; Extractable Al: extracted by KCl 1M; Extractable bases: extracted by Ammonium Acetate 1M; CECe: effective Cation Exchange Capacity; Base Sat.: (Total Bases/CECe)*100

6. Descripción de los perfiles de suelo del sitio La Nueva Esperanza (UPM)

Brunosol Dístico Lúvico arenoso, Fase Pseudolítica

Esta unidad ocurre en la zona del predio ocupada por mesetas, o colinas tabulares en la definición de CONEAT, es decir interfluvios planos o de escasa pendiente y de límite generalmente abrupto, marcado por una escarpa rocosa. La altitud del terreno se encuentra comprendida entre 90 y 110 m de altitud, correspondiendo las cotas menores a la zona de mayor pendiente, en el contacto con la escarpa que separa la meseta del terreno situado a cota inferior. El material parental es una arenisca dura a veces conglomerádica por lo que puede presentar un contenido alto de gravas

APÉNDICE E. ANTECEDENTES EDAFOLÓGICOS EN LA ZONA DE ESTUDIO LITORAL OESTE

y fragmentos líticos de 3 a 5 cm o más de diámetro. Existen algunos afloramientos rocosos poco prominentes, sobre todo en la proximidad de la zona de escarpas.

El Brunosol dominante presenta un horizonte superficial de 15 a 25 cm, color pardo grisáceo muy oscuro a gris muy oscuro y textura franco arenosa, consistencia muy friable y estructura de bloques pequeños y débiles. Mediante una transición clara o abrupta se pasa a un horizonte de 20 a 25 cm de espesor, color similar al anterior y textura franco arenosa gravilosa o muy gravilosa; la existencia de una discontinuidad litológica entre los dos horizontes descritos es evidente. El material grueso del horizonte graviloso está constituido por cuarzo subangular o subredondeado y fragmentos de arenisca parcialmente meteorizada. Este horizonte impide la penetración de herramientas como el taladro o sonda utilizada para la observación del suelo.

Hay una transición clara o abrupta al horizonte subsuperficial, de 30 - 35 cm en promedio, y de color pardo grisáceo a gris muy oscuro y menos frecuentemente pardo amarillento. La textura es arcillo arenosa o franco arcillo arenosa, libre o casi libre de grava, la consistencia es plástica y pegajosa y la estructura es de bloques medios o gruesos, moderados, con películas de arcilla de color pardo grisáceo oscuro o muy oscuro.

Por debajo del horizonte subsuperficial (B) aparece un horizonte transicional al material parental alterado, de 50 cm o más de espesor, color pardo a rosado a menudo con algo de rojo amarillento, y textura franco arcillo arenosa, consistencia friable o débilmente plástica y estructura de bloques débiles, normalmente libres de películas de arcilla.

El subsuelo (horizonte C) es de espesor variable, color blanquecino y amarillento, y textura franco arcillo arenosa, con una transición gradual a la arenisca no meteorizada que ocurre por debajo.

Horizonte	Profundidad (cm)	Transición	Color	Moteado	Textura	Estructura	Consistencia
A1	0-18	abrupta-plana	10YR 3/3	-	Far	bs 2-1d	fr/mfr
2A2	18-37	abrupta-plana	10YR 3/1	5YR 5/8 a 3n 2.5YR 3/6 pp2	FAcAr 35 %gv	nd	d
3Bt	37-58	clara-ondulada	10YR 5/2	5YR 5/8 cp4	AcAr	ba 4m	pl-p
3Bt/BC	58-90	gradual-ondulada	10YR 6/1	5YR 5/8 a3d	AcAr	bs 2-3-d	pl-p
3BC	90-110	gradual-ondulada	7.5YR 5/4	-	AcAr	bs 3-4d	pl-p
3C	114-140	-	nd	-	FAcAr	m	dpl-lp

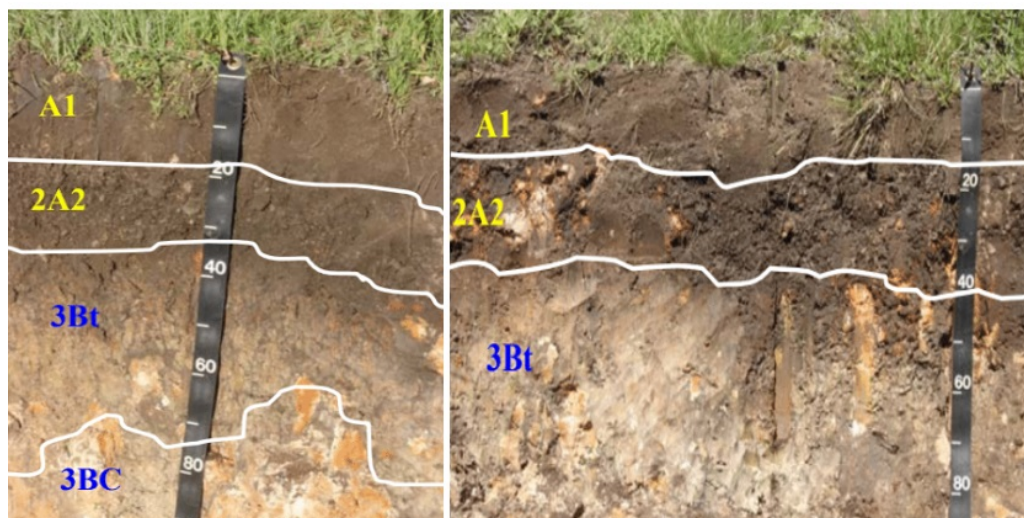


Figura E.2.10: Perfiles representativos del Brunosol Dístico de la unidad M1. La línea de piedras característica de este suelo ocurre, aunque con poco contraste, en la fotografía de la izquierda entre 20 y 35 cm de profundidad aproximadamente, delimitada por líneas de color blanco. En ambas imágenes se aprecia el horizonte B, de color más claro y límite inferior muy irregular, con fragmentos de arenisca que se hacen más abundantes hacia abajo.

Como suelo asociado dentro de la unidad M1 ocurre un Brunosol Dístico Típico a Lúvico, algo menos diferenciado texturalmente que el suelo dominante y libre casi totalmente de fragmentos gruesos (línea de piedras) entre los horizontes A y B. Las características de ambos horizontes son similares a las del suelo descrito arriba y las diferencias principales entre ambos suelos son la ausencia de gravas, tanto concentradas en un horizonte como dispersas en el perfil, y una profundidad mayor del suelo asociado, que alcanza a 80 cm por encima de la arenisca. La Figura E.2.11 ilustra la morfología del Brunosol Dístico Típico a Lúvico asociado al dominante de la unidad M1.



Figura E.2.11: Brunosol asociado de la unidad M1.

En la proximidad de los afloramientos rocosos, ocurren Litosoles de 15 – 20 cm de espesor que poseen un único horizonte de características muy similares al horizonte A de los suelos descritos anteriormente, pero con un contenido elevado de fragmentos gruesos (grava y piedras). La unidad M1 forma parte de la asociación Bacacúa del mapa de suelos del Uruguay (DSF/MAP, 1976) y es virtualmente coincidente con el grupo CONEAT 9.1, según se aprecia al comparar la carta de suelos adjunta a esta memoria con el croquis de la Figura E.2.11, pero la morfología de los suelos relevados y su caracterización de laboratorio permite establecer algunas diferencias importantes con las definiciones de la cartografía CONEAT. Así, el levantamiento realizado demuestra que los suelos del establecimiento son de textura más liviana y menor capacidad de intercambio catiónico (Brunosoles Dístricos) y más gravillosos que lo indicado en la descripción del grupo 9.1. Tampoco se observaron Argisoles ni suelos con hidromorfismo significativo.

Del punto de vista físico, el Brunosol Dístrico Lúvico dominante es un suelo moderadamente profundo a profundo, bien a moderadamente bien drenado, con buena capacidad de infiltración en tanto el suelo no se sature; la permeabilidad es lenta debido a la presencia del horizonte argilúvico de textura fina. La textura es muy uniforme en el horizonte A, con 80 – 90 % de arena y aproximadamente 10 % de arcilla. El horizonte 2A2, con un contenido elevado de grava (55 – 60 % en peso; 20 – 25 % en volumen), no representa un impedimento para el arraigamiento de la vegetación herbácea o de los árboles, aunque constituye una limitación mecánica para la penetración de las raíces y sobre todo para el laboreo del suelo.

Apéndice F

Estimación de la disponibilidad hídrica considerando la intercepción forestal: Témez+Gash

Se describen en este Anexo los modelos de escurrimiento mensual e intercepción utilizados en el Capítulo 6

F.0.1. Modelo de Témez

P_0 es la precipitación mínima para que ocurra escurrimiento, y δ el valor máximo de agua que puede no participar de la escorrentía:

$$P_{0i} = CP_0(H_{max} - H_{i-1}) \quad (F.0.1)$$

$$\delta_i = H_{max} - H_{i-1} + ETP_i \quad (F.0.2)$$

El exceso se calcula como:

$$T_i = 0 \quad Si \quad P_i \leq P_{0i} \quad (F.0.3)$$

$$T_i = \frac{(P_i - P_{0i})^2}{P_i + \delta - 2P_{0i}} \quad Si \quad P_i > P_{0i} \quad (F.0.4)$$

Siendo: P precipitación; T exceso; Hmax contenido máximo de agua en el suelo calculado a partir de CH (primer parámetro del modelo) y AD agua disponible; H contenido de agua en el suelo al final del mes; ETP evapotranspiración potencial; CP segundo parámetro del modelo.

El contenido de agua en el suelo y la evapotranspiración real se calculan mediante el siguiente balance:

$$H_i = Max(0, H_{i-1} + P_i - T_i, EP_i) \quad (F.0.5)$$

$$ER_i = \text{Min}(H_{i-1} + P_i - T_i, EP_i) \quad (\text{F.0.6})$$

La infiltración a la zona saturada es función del excedente (T) y queda limitada por un valor máximo (Imax), que es el tercer parámetro del modelo:

$$I_i = I_{max} \frac{T_i}{T_i + I_{max}} \quad (\text{F.0.7})$$

La percolación (I) se convierte en recarga hacia el almacenamiento subterráneo, mientras que el resto es escurrimiento superficial que drena directamente hacia el canal (T-I).

$$A_{sup_i} = T_i - I_i \quad (\text{F.0.8})$$

El almacenamiento subterráneo, al igual que el Suelo no saturado, es capaz de retener y entregar agua. Se supone que el caudal entregado (Q_i) es proporcional al volumen almacenado (V_i), definiendo el cuarto parámetro del modelo (α). Esta hipótesis y el balance de masa se representan en el siguiente sistema de ecuaciones:

$$\begin{cases} Q_i = \alpha V_i \\ \frac{dV_i}{dt} = I_i - Q_i \end{cases} \quad (\text{F.0.9})$$

Asumiendo que la recarga (I) se concentra a mitad del intervalo temporal de, resulta que el volumen en el almacenamiento subterráneo es:

$$V = V_{i-1}e^{-\alpha} + V_i e^{-\frac{\alpha}{2}} \quad (\text{F.0.10})$$

De esa forma la descarga desde el almacenamiento subterráneo es:

$$A_{sub_i} = V_{i-1} - V_i + I_i \quad (\text{F.0.11})$$

De esa forma, el escurrimiento total en el mes será:

$$A_{T_i} = A_{sup_i} + A_{sub_i} \quad (\text{F.0.12})$$

Para la implementación del método en cualquier cuenca de Uruguay, es necesario conocer el valor de los cuatro parámetros del modelo: CAD, CP0, Imax y α . Se cuenta con la calibración regional del modelo, basada en la determinación de valores únicos de los parámetros y en la regionalización del parámetro CAD, vinculándolo con el valor del agua disponible en el suelo (Molfino y Califra 2001).

F.0.2. Modelo de Gash para la intercepción de precipitación

Partiendo de la ecuación planteada por Horton 1919 que expresa la intercepción como:

$$I = \int_0^t E dt + S \quad (\text{F.0.13})$$

Donde E es la tasa de evaporación durante la lluvia; S la capacidad de almacenamiento del dosel y t es la duración de la lluvia. Separando la evaporación antes y después de la saturación del dosel:

$$I = \int_0^{t'} E dt + \int_{t'}^t E dt + S \quad (\text{F.0.14})$$

Siendo t' el tiempo necesario para la saturación del dosel y definiendo además las tasas medias de evaporación (\bar{E}) y precipitación (\bar{P}) durante el tiempo que el dosel está saturado, como:

$$\bar{E} = \frac{1}{t - t'} \int_{t'}^t E dt \quad \bar{P} = \frac{1}{t - t'} \int_{t'}^t P dt \quad (\text{F.0.15})$$

Entonces,

$$P - P' = \bar{P}(t - t') \quad (\text{F.0.16})$$

Donde P' es la precipitación necesaria para saturar el dosel, asumiendo que no hay goteo desde el dosel antes de la saturación, P' también está dado por:

$$(1 - p - p_f)P' = \int_0^{t'} E dt + S \quad (\text{F.0.17})$$

Se puede expresar la intercepción del dosel, en forma de ecuación de regresión a partir de la precipitación, de la siguiente forma:

$$I = \frac{\bar{E}}{\bar{P}}P + \left(\int_0^{t'} E dt + S \right) \left(1 - \frac{\bar{E}}{\bar{P}} \frac{1}{(1 - p - p_f)} \right) \quad (\text{F.0.18})$$

Con el objetivo de simplificar el modelo y trabajar en un paso de tiempo mayor al de Rutter, Gash asume que es posible representar el patrón real de precipitación mediante una serie de tormentas discretas, separadas por intervalos de tiempo que permitan el secado del dosel y los troncos. Para realizar este supuesto es necesario introducir las siguientes simplificaciones:

- Las condiciones meteorológicas prevalecientes durante la saturación del dosel son las mismas que para el resto de la tormenta.
- No existe goteo desde el dosel mientras este se satura y la cantidad de agua del mismo se reduce a S rápidamente al finalizar la tormenta independientemente del valor inicial.

APÉNDICE F. ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA CONSIDERANDO LA INTERCEPCIÓN FORESTAL: TÉMEZ+GASH

Con este supuesto es posible reemplazar los valores de cada tormenta por tasas promedio calculadas para todos los eventos. Estos promedios se calculan para un período de tiempo relativamente corto, en el caso de las aplicaciones originales se ha hecho para cuatro semanas (Gash 1979; Gash et al. 1995).

Considerando una serie de n lluvias suficientes para saturar el dosel, que estén separadas por un intervalo que permita el secado del mismo.

$$\bar{E} = \frac{\sum_{j=1}^n \int_{t'_j}^{t_j} E dt}{\sum_{j=1}^n (t_j - t'_j)} \quad \bar{P} = \frac{\sum_{j=1}^n \int_{t'_j}^{t_j} P dt}{\sum_{j=1}^n (t_j - t'_j)} \quad (\text{F.0.19})$$

Asumiendo que las tasas medias E y P también son validas en la etapa de mojado, la evaporación durante esa etapa es:

$$E = \bar{E} \frac{C}{S} \quad (\text{F.0.20})$$

Dado que no se produce goteo desde el dosel en esa etapa, el cambio del almacenamiento está dado por la diferencia entre la tasa de entrada por precipitación y la de salida por evaporación:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\bar{P}}{(1 - p_d - p_f)} - E \quad (\text{F.0.21})$$

Sustituyendo la Ecuación F.0.20 en la Ecuación F.0.21 y resolviendo la ecuación se halla el tiempo en que se da la saturación:

$$t' = -\frac{S}{\bar{E}} \ln \left(1 - \frac{\bar{E}}{\bar{P}} \frac{1}{(1 - p_d - p_f)} \right) \quad (\text{F.0.22})$$

Y siendo que la tasa media de precipitación también es válida durante esa etapa se tiene:

$$P' = \bar{P} t' = -\frac{\bar{P} S}{\bar{E}} \ln \left(1 - \frac{\bar{E}}{\bar{P}} \frac{1}{(1 - p_d - p_f)} \right) \quad (\text{F.0.23})$$

El modelo se aplica con paso diario, asumiendo la ocurrencia de un solo evento de precipitación por día y el secado completo del dosel entre eventos.

En bosques ralos, puede suceder que el dosel no alcance la condición de saturación y el límite $p_d \rightarrow 1$ lleve al absurdo de evaporación infinita en un dosel de cobertura nula. Por esto Gash et al. 1995 reformularon el modelo para hacer viable su aplicación en bosques ralos, mediante las siguientes modificaciones:

- $E_c = E/c$ es la tasa de evaporación desde el dosel, calculada por Penman Monteith, se considera nula la evaporación del área sin cobertura de dosel.
- $S_c = S/c$ es la capacidad de almacenamiento del dosel por unidad de área cubierta, siendo c la cobertura del dosel.
- El exceso de precipitación se deriva a los troncos recién después de haber saturado al dosel.

APÉNDICE F. ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA CONSIDERANDO LA INTERCEPCIÓN FORESTAL: TÉMEZ+GASH

Las distintas componentes de la intercepción se calculan según se muestra en la Tabla F.0.1 y al igual que la versión original la intercepción se calcula a partir de la precipitación diaria asumiendo un único evento por día.

Tabla F.0.1: Parámetros y formulación del modelo de Gash para dosel ralo [Gash et al. 1995]

Parámetros	Formulación
Cobertura del dosel	$c = 1 - p_d$
Tasa media de evaporación del dosel	$\bar{E}_c = \frac{E}{c}$
Capacidad máxima de almacenamiento del dosel	$S_c = S/c$
Precipitación necesaria para saturar el dosel	$P' = -\frac{\bar{P}}{\bar{E}_c} S_c \ln \left(1 - \frac{\bar{E}_c}{\bar{P}} \right)$
Componente de la intercepción	Formulación
Evaporación desde el dosel para los m eventos con $P \leq P'$, insuficientes para saturar el dosel.	$c \sum_{j=1}^m P_j$
Evaporación desde el dosel, para los n eventos con $P > P'$, que lo saturan. El primer término corresponde a la etapa de mojado y el segundo al secado luego de que finaliza el evento.	$ncP' + \frac{c\bar{E}_c}{\bar{P}} \sum_{j=1}^n (P_j - P')$
Evaporación desde los troncos, para los q eventos con $P > P' / pf$ que los saturan.	$q S_f$
Evaporación desde los troncos, para los n-q eventos con $P \leq P' / pf$ que no los saturan.	$P_f \sum_{j=1}^{n-q} P_j$

Si bien el cálculo de las tasas promedio de precipitación y evaporación suele hacerse para períodos relativamente cortos, por ejemplo mensuales o de cuatro semanas, Gash 1979 indica que esto es únicamente para una mejor apreciación de la performance del modelo y de la variabilidad de sus estimaciones no existiendo inconveniente con efectuar el cálculo de las tasas medias para todo el período de la simulación. Incluso una vez hallados estos promedios pueden ser usados en otros sitios donde se disponga únicamente de la información pluviométrica diaria y no de la información meteorológica, con lo cual se daría el paso final para hacer de la precipitación diaria la única variable de entrada a este modelo. Pearce y Rowe 1981 encontraron que esta aproximación era inadecuada para ser aplicada en climas donde los eventos de precipitación frecuentemente exceden las 24 horas, sin embargo ha sido testeada con buenos resultados en climas donde la precipitación fustal es baja y las tormentas son generalmente cortas (Lloyd et al. 1988; Gash et al. 1995).

Apéndice G

Resultados de la simulación de escenarios de crecimiento de la superficie forestada

Tabla G.0.1: Indicadores de reducción del del caudal específico acumulado (en%), para los períodos abril-setiembre, octubre-marzo y anual, por subcuenca, en relación al escenario pre forestación, para la cuenca de AG.

Cuenca	Forestación (%)	RQespec abr-set (%P)			RQespec oct-mar (%P)			RQespec anual (%P)		
		HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez
58101	10	0	0	2	0	1	2	0	1	2
58101	20	2	1	5	0	1	3	1	1	4
58101	30	3	1	7	1	2	5	2	2	6
58102	10	0	0	2	0	0	2	0	0	2
58102	20	2	0	5	0	0	3	1	0	4
58102	30	3	0	7	1	0	5	2	0	6
58102	40	4	0	9	1	0	7	3	0	8
58103	10	1	0	2	0	0	2	1	0	2
58103	20	3	0	5	1	1	3	2	1	4
58103	30	4	0	7	1	1	5	3	1	6
58104	10	0	0	2	0	0	2	0	0	2
58104	20	0	0	7	0	0	5	0	0	6
58104	30	1	0	9	0	1	7	1	1	8
58104	40	2	0	11	0	1	8	1	1	10
58105	10	0	1	2	0	1	2	0	1	2
58105	20	2	3	5	0	3	3	1	3	4
58105	30	3	4	7	1	4	5	2	4	6
58106	10	0	1	2	0	1	2	0	1	2
58106	20	1	1	5	0	2	4	1	2	4
58106	30	3	2	7	1	2	5	2	2	6
58106	40	4	2	10	1	3	7	3	3	8
58107	10	0	1	2	0	1	2	0	1	2
58107	20	0	2	7	0	2	5	0	2	6
58107	30	1	2	9	0	4	7	1	3	8
58107	40	2	3	11	1	5	8	1	4	10
58108	10	0	0	2	0	1	2	0	1	2
58108	20	2	1	5	0	2	3	1	1	4

APÉNDICE G. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE CRECIMIENTO DE LA SUPERFICIE FORESTADA

58108	30	3	1	7	1	2	5	2	2	6
58108	40	4	2	9	1	3	7	3	3	8
58109	10	0	0	2	0	0	2	0	0	2
58109	20	1	0	5	0	1	3	1	1	4
58109	30	2	0	7	1	1	5	2	1	6
58109	40	4	1	9	1	1	7	2	1	8
58110	10	0	0	2	0	1	2	0	1	2
58110	20	0	1	5	0	1	3	0	1	4
58110	30	0	1	7	0	2	5	0	2	6
58110	40	2	1	9	0	2	7	1	2	8
58111	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
58111	20	0	0	5	0	1	3	0	1	4
58111	30	1	0	7	0	1	5	0	1	6
58111	40	2	0	9	0	2	7	1	1	8
58112	10	0	0	2	0	1	2	0	1	2
58112	20	0	1	5	0	1	3	0	1	4
58112	30	0	1	7	0	2	5	0	2	6
58112	40	0	1	10	0	2	7	0	2	8
58113	10	0	1	2	0	1	2	0	1	2
58113	20	1	1	5	0	2	3	0	2	4
58113	30	2	2	7	0	3	5	1	3	6
58113	40	4	2	9	1	4	7	2	3	8
58114	10	1	1	2	0	2	2	1	2	2
58114	20	3	3	5	1	4	3	2	3	4
58114	30	4	4	7	1	6	5	3	5	6
58115	10	1	1	2	0	2	2	1	1	2
58115	20	3	2	5	1	3	3	2	3	4
58115	30	4	3	7	1	5	5	3	4	6
58115	40	6	4	9	2	6	7	4	6	8

Tabla G.0.2: Indicadores de reducción del del caudal específico acumulado (en%), para los períodos abril-setiembre, octubre-marzo y anual, por subcuenca, en relación al escenario pre forestación, para la cuenca de QG.

Cuenca	Forestación (%)	RQespec abr-set (%P)			RQespec oct-mar (%P)			RQespec anual (%P)		
		HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez
17102	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17104	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17105	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17105	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17105	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17106	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17106	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17106	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17106	40	2	1	9	2	4	7	2	2	8
17107	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17107	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17107	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17107	40	3	2	9	2	4	7	2	2	8
17108	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17108	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17109	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17109	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17109	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17110	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2

APÉNDICE G. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE CRECIMIENTO
DE LA SUPERFICIE FORESTADA

17110	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17110	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17110	40	3	2	9	2	4	7	2	2	8
17111	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17111	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17111	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17111	40	3	1	9	2	4	7	2	2	8
17112	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2
17112	20	1	1	5	1	2	3	1	1	4
17112	30	2	1	7	1	2	5	2	2	6
17112	40	3	2	9	2	4	7	2	2	8
17113	10	1	1	2	0	0	2	1	1	2

Tabla G.0.3: Indicadores de reducción del del caudal específico acumulado (en %), para los períodos abril-setiembre, octubre-marzo y anual, por subcuenca, en relación al escenario pre forestación, para las cuencas del río Tacuarembó.

Cuenca	Forestación (%)	RQespec abr-set (%P)		RQespec oct-mar (%P)		RQespec anual (%P)	
		HBV	Témez	HBV	Témez	HBV	Témez
51001	10	1	2	0	2	1	2
51001	20	3	5	1	3	1	4
51001	30	4	7	1	5	2	6
51001	40	5	9	1	7	3	8
51101	10	1	2	0	2	1	2
51101	20	3	4	1	3	1	4
51101	30	4	7	1	5	2	6
51101	40	5	9	1	7	3	8
51201	10	1	2	0	2	1	2
51201	20	3	4	1	3	1	4
51201	30	4	7	1	5	2	6
51201	40	5	9	1	7	3	8
51301	10	1	2	0	2	1	2
51301	20	2	5	1	3	1	4
51301	30	4	7	1	5	2	6
51401	10	1	2	0	2	1	2
51401	20	3	4	1	3	1	4
51501	10	1	2	0	2	1	2
51501	20	2	4	1	3	1	4
51501	30	3	6	1	5	2	6
51601	10	1	2	0	2	1	2
51601	20	2	4	1	3	1	4
51601	30	4	7	1	5	2	6
51601	40	5	9	1	7	3	8
51602	10	2	2	1	1	1	2
51602	20	5	4	1	2	3	3
51602	30	7	6	2	4	4	5
51602	40	10	8	3	5	6	6
51701	10	2	2	0	1	1	1
51701	20	4	3	1	3	2	3
51701	30	5	5	1	4	3	4
51701	40	7	7	2	5	4	6
51702	10	2	2	1	1	1	2
51702	20	4	4	1	3	3	3
51702	30	6	6	2	4	4	5
51702	40	8	8	3	5	5	7

APÉNDICE G. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE CRECIMIENTO DE LA SUPERFICIE FORESTADA

51801	10	2	2	1	1	1	2
51801	20	4	4	1	2	3	3
51801	30	7	5	2	4	4	5
51901	10	2	2	1	1	1	2
51901	20	4	4	1	2	3	3
51901	30	7	5	2	4	4	5
51901	40	9	7	3	5	6	6

Tabla G.0.4: Indicadores de reducción de caudal específico de la CPC: Q_{90} , Q_{10} y \bar{Q} (en%), mensual por subcuenca, en relación al escenario pre forestación, para la cuenca de AG.

Cuenca	Forestación (%)	Q_{90} (% Q_{90} pre)			Q_{10} (% Q_{10} pre)			\bar{Q} (% Q pre)		
		HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez
58101	10	2	0	8	2	3	4	3	2	5
58101	20	10	0	16	5	7	9	7	4	9
58101	30	17	0	24	11	13	13	11	6	14
58102	10	2	0	7	1	1	4	3	0	5
58102	20	0	0	15	1	2	8	6	0	9
58102	30	0	0	22	7	4	13	8	0	14
58102	40	13	0	29	10	7	17	11	0	19
58103	10	0	0	8	6	4	4	3	1	5
58103	20	0	0	16	11	7	8	7	2	9
58103	30	4	0	24	16	8	13	11	4	14
58104	10	1	0	7	4	4	5	3	1	5
58104	20	3	0	15	12	9	10	6	3	10
58104	30	3	0	22	14	16	15	9	4	14
58104	40	1	0	30	16	19	19	12	6	19
58105	10	7	0	8	3	4	4	3	3	5
58105	20	1	0	14	8	8	9	7	7	9
58105	30	7	0	21	12	12	14	11	10	14
58106	10	0	0	7	5	4	5	3	3	5
58106	20	0	0	14	7	8	10	7	6	10
58106	30	0	0	21	9	13	15	11	9	14
58106	40	2	0	29	9	19	19	15	12	19
58107	10	0	0	7	2	4	4	3	4	5
58107	20	0	0	14	7	10	8	6	8	10
58107	30	1	0	22	9	15	13	10	12	15
58107	40	0	0	29	12	21	18	13	16	19
58108	10	0	0	6	3	5	4	3	3	5
58108	20	0	0	15	6	12	9	6	6	10
58108	30	0	0	24	9	19	13	10	9	15
58108	40	0	0	29	12	23	18	13	12	20
58109	10	1	0	9	4	3	4	3	2	5
58109	20	10	0	16	8	7	9	7	3	10
58109	30	14	0	22	12	10	13	11	5	14
58109	40	13	0	28	16	12	17	14	6	19
58110	10	1	0	7	3	5	5	3	2	5
58110	20	4	0	15	5	12	9	7	5	10
58110	30	0	0	22	10	17	14	11	7	14
58110	40	8	0	29	14	19	19	15	10	19
58111	10	1	0	0	7	6	0	3	2	0
58111	20	0	0	14	9	11	9	6	4	10
58111	30	0	0	22	12	17	14	9	6	15
58111	40	0	0	29	14	19	19	12	8	19
58112	10	0	0	8	1	6	4	3	3	5

APÉNDICE G. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE CRECIMIENTO
DE LA SUPERFICIE FORESTADA

58112	20	0	0	15	3	8	9	7	5	10
58112	30	0	0	22	8	14	13	11	8	15
58112	40	0	0	33	10	19	19	15	10	20
58113	10	0	0	8	3	5	4	3	3	5
58113	20	0	0	15	7	11	9	6	7	10
58113	30	0	0	23	10	19	13	9	10	15
58113	40	0	0	31	11	24	18	13	13	19
58114	10	0	0	7	2	3	5	4	5	5
58114	20	0	0	14	2	10	10	8	10	10
58114	30	3	0	21	3	15	14	12	16	15
58115	10	0	0	8	5	7	4	4	5	5
58115	20	0	0	16	8	14	9	8	10	10
58115	30	0	0	24	11	22	13	12	14	15
58115	40	4	0	33	13	29	17	16	19	20

Tabla G.0.5: Indicadores de reducción de caudal específico de la CPC: Q_{90} , Q_{10} y \bar{Q} (en%), mensual por subcuena, en relación al escenario pre forestación, para la cuenca de QG.

Cuenca	Forestación (%)	Q_{90} (% Q_{90} pre)			Q_{10} (% Q_{10} pre)			Q (% Q_{pre})		
		HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez	HBV	SWAT	Témez
17102	10	9	0	7	1	1	4	1	0	5
17104	10	9	0	7	2	2	5	1	1	5
17105	10	2	0	7	0	0	4	1	0	5
17105	20	2	0	14	0	0	8	3	1	9
17105	30	10	0	22	0	0	11	4	2	14
17106	10	4	0	7	0	0	4	1	0	5
17106	20	7	2	14	0	0	8	3	1	9
17106	30	17	5	21	0	0	12	4	2	14
17106	40	28	4	29	2	2	16	5	3	18
17107	10	1	0	7	0	1	5	1	2	5
17107	20	3	1	14	0	3	10	3	3	9
17107	30	14	1	21	0	3	14	4	4	14
17107	40	26	0	28	1	4	19	6	5	19
17108	10	1	0	7	0	0	4	1	2	5
17108	20	9	0	14	3	5	9	3	3	9
17109	10	8	0	7	0	0	5	1	2	5
17109	20	17	0	15	2	3	10	3	3	10
17109	30	25	0	23	2	3	13	4	4	14
17110	10	8	1	6	1	1	4	1	2	5
17110	20	17	0	12	1	2	9	3	3	10
17110	30	27	0	18	2	3	13	4	4	14
17110	40	36	0	24	5	6	17	6	5	19
17111	10	9	0	8	2	4	5	1	2	5
17111	20	18	0	15	4	7	9	3	3	10
17111	30	27	0	21	6	8	13	4	4	14
17111	40	37	0	27	8	11	17	6	5	19
17112	10	9	0	7	0	0	4	1	2	5
17112	20	18	0	14	1	1	8	3	3	9
17112	30	26	0	21	3	3	12	4	4	14
17112	40	34	3	28	5	6	16	6	5	19
17113	10	8	0	7	0	0	4	1	0	5

APÉNDICE G. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE CRECIMIENTO DE LA SUPERFICIE FORESTADA

Tabla G.0.6: Indicadores de reducción de caudal específico de la CPC: Q_{90} , Q_{10} y \bar{Q} (en%), mensual por subcuenca, en relación al escenario pre forestación, para las cuencas del río Tacuarembó.

Cuenca	Forestación (%)	Q_{90} (% Q_{90} pre)		Q_{10} (% Q_{10} pre)		\bar{Q} (% \bar{Q} pre)	
		HBV	Témez	HBV	Témez	HBV	Témez
51001	10	8	7	1	5	2	5
51001	20	18	13	2	9	4	9
51001	30	17	20	3	12	5	14
51001	40	25	28	3	16	7	18
51001	50	33	33	3	20	9	23
51001	60	38	40	4	24	11	27
51101	10	9	8	1	5	2	5
51101	20	19	15	2	9	4	9
51101	30	26	21	2	14	5	14
51101	40	36	28	3	17	7	18
51201	10	3	9	3	4	2	5
51201	20	14	16	4	9	4	9
51201	30	22	24	6	13	6	14
51201	40	20	31	9	18	8	18
51201	50	28	37	10	22	10	23
51301	10	0	8	1	4	2	5
51301	20	0	16	5	9	4	9
51301	30	0	24	5	13	6	14
51401	10	1	7	2	4	2	5
51401	20	6	15	4	9	4	9
51501	10	9	8	1	3	2	5
51501	20	18	17	3	7	4	9
51501	30	21	25	4	11	6	14
51601	10	0	7	0	4	2	5
51601	20	7	15	2	8	4	9
51601	30	9	22	5	12	6	14
51601	40	11	30	10	17	8	18
51602	10	9	7	5	4	4	4
51602	20	19	13	7	7	8	8
51602	30	29	19	10	11	12	12
51602	40	39	27	17	14	16	16
51701	10	5	7	4	3	3	4
51701	20	7	14	9	6	6	8
51701	30	14	20	11	9	9	12
51701	40	18	27	12	12	12	15
51701	50	30	34	16	15	14	19
51702	10	3	8	1	4	3	4
51702	20	8	16	3	8	6	8
51702	30	19	23	9	11	8	12
51702	40	31	28	13	15	11	16
51702	50	42	34	17	18	14	20

APÉNDICE G. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE CRECIMIENTO
DE LA SUPERFICIE FORESTADA

51801	10	8	6	3	3	3	4
51801	20	17	14	5	7	7	8
51801	30	26	22	7	11	10	12
51901	10	7	8	4	3	3	4
51901	20	16	14	5	7	7	8
51901	30	25	21	6	10	10	12
51901	40	28	29	11	13	14	16