



Facultad de
Ciencias Agrarias
y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA



Análisis espacial y temporal del efecto de las plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el carbono del suelo y de la biomasa en Entre Ríos y SE de Corrientes, Argentina

Tesis de la carrera de Doctorado de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Ing. Forestal D. Martín SANDOVAL

Director:

Dr. Marcelo F. ARTURI

Codirectores:

Ing. Forestal Juan F. GOYA

Dr. N. Ignacio GASPARRI

- Año 2022 -

*A mi padre y a mi madre que me dieron la oportunidad a los 25 años
de estudiar Ingeniería Forestal en nuestra Facultad: desde ese momento
comencé a vivir otra vida...*

*A mi compañera de viaje y a nuestra hija: 🎵...y vendrás con una
sonrisa / envuelta en la brisa...🎵*

Agradecimientos

Esta sección no pretende ser exhaustiva sino un reflejo de lo que recuerdo de este camino.

En primer lugar, quiero agradecer a mi equipo de dirección: Marcelo Arturi, Juan Goya e Ignacio “El Negro” Gasparri. El apoyo tenaz y constante de ustedes en estos años ha sido determinante para concluir este trabajo de tesis: ¡este es el comienzo de otra etapa para encarar nuevos desafíos e ideas! Más allá de las cuestiones laborales y académicas siempre valoré la capacidad humana de cada uno y eso es lo que definitivamente queda.

A mis compañeras y compañeros del Laboratorio de Investigaciones de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA): los almuerzos compartidos cada día y los debates por infinidad de temas reflejan el espíritu colaborativo de este espacio. En particular quiero agradecer a Mariana Dabadie por las determinaciones de textura y la preparación de las muestras de suelo, y a Carolina Pérez quien con su capacidad humana e intelectual ha sido esencial para sintetizar alguno de los aportes de esta tesis. Finalmente, quiero dedicar un especial agradecimiento a Jorge Frangi, mentor de nuestro Laboratorio, ferviente propulsor de la interacción entre profesionales de la ecología y de las ciencias forestales: ¡siempre estarás presente en nuestra forma de ver el mundo!

A Daniel Rodríguez de la empresa forestal Ybyraty S.A.: su colaboración y predisposición ha sido fundamental para que nuestro equipo pueda lograr las campañas de muestreo en Entre Ríos y Corrientes. Hago extensivo mi agradecimiento a Orlando, espero que esté disfrutando su jubilación, y a todos los trabajadores que han sido parte de este proceso.

A Fernando Dalla Tea, Hugo Kauffman, Martin Spriegel y Marcelo Gasparri de Forestal Argentina S.A. por su colaboración en los muestreos del SE de Corrientes y alrededores de Concordia y Federación. Aprendí mucho del oficio forestal en los encuentros que tuvimos: espero seguir aprendiendo y que el vínculo entre nuestro Laboratorio y la empresa continúe el camino de innovación que han señalado.

A la familia de Federico Larocca y Natalia Tesón, los momentos que hemos compartido me brindaron un panorama vital del sector forestal actual y su historia. Les agradezco en particular por su mirada del mundo y su compromiso.

A Philipp Gärtner quien me introdujo a la visualización de datos en R, al universo *tidyverse* y consolidó lo aprendido de Google Earth Engine: una verdadera revolución. En el curso que dictó en Tucumán aprendí sobre la importancia de las comunidades de usuarias y usuarios: casi siempre hay alguna persona que ya pensó algo y lo comparte y sino, está el don de la pregunta.

A todas las personas del Instituto de Ecología Regional (IER) con quienes he compartido mis estadías en Tucumán y, en especial, a Tobías Rojas: ¡espero con ansias encontrarles pronto!

A las técnicas y técnicos de la Dirección Nacional de Desarrollo Forestoindustrial del (ahora) Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. En especial a Mario Flores y Matías Gaute: creo que estas personas, y muchas más, son un claro ejemplo de la inmensa capacidad técnica y humana que tiene el Estado para contribuir al sector forestal. En el mismo sentido para el personal del INTA EEA Concordia, en particular a Carlos de la Peña (verán que hay numerosas citas a su inmenso trabajo en esta tesis) y a Luis M. Vera quien construye y comparte datos económicos relevantes del sector forestal hace décadas.

A mis amigos Matías “El Cabe” Rógura, Juan “Serwa” Serwatowski, Juan Alejandro “Rulo” Páez y Maximiliano “Motoneta” Azcona quienes acompañaron las campañas de muestreo de suelo: arduas y felices campañas.

A las políticas de Estado que han permitido que acceda a una beca para doctorandos por 5 años, al Ministerio de Educación de la Nación por el financiamiento de los proyectos ejecutados durante estos años y a la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata por su aporte para la finalización de las campañas.

Especialmente va mi gratitud a Cecilia Mónaco, Corina Graciano, Leli Gualtieri y a la Comisión de Grado Académico del Doctorado de nuestra Facultad: muchas gracias por la comprensión y el compromiso por mantener la excelencia de nuestro posgrado.

Por último, agradezco a todas las personas que involuntariamente he omitido: sepan disculpar mis limitaciones.

Resumen

El establecimiento de plantaciones forestales es presentado como una herramienta viable para mitigar los efectos del cambio climático a partir de su capacidad de secuestro de carbono (C). En ese contexto, existe cierto consenso que el reemplazo de pastizales por plantaciones forestales implica un aumento en el almacenaje de C derivado del incremento de la biomasa durante el crecimiento. Sin embargo, existen discrepancias sobre el efecto que tiene este reemplazo sobre el contenido de C del suelo y, por lo tanto, si el balance en el C total (suelo + biomasa) es positivo, negativo o neutro.

Para abordar este concepto se evaluó el contenido y el almacenaje de C en pastizales y plantaciones en una de las principales cuencas forestales de Argentina: la cuenca de *Eucalyptus grandis* del E de la provincia Entre Ríos y del SE de Corrientes.

En primer lugar, se describió la dinámica del contenido de C en suelo (COS) y biomasa (CB) con respecto a los pastizales reemplazados según diferentes clases de texturas de suelo. Para ello, se construyó una cronosecuencia de rodales de *E. grandis* establecidos en distintos suelos y de diferentes edades, número de rotaciones y métodos de repoblación (plantación, replantación y rebrote). En estos rodales se obtuvo el COS en dos profundidades (0-20 cm y 20-30 cm) y se muestreó la estructura forestal para estimar el CB. En los pastizales adyacentes a estas plantaciones, se obtuvo el COS para ambas profundidades como referencia del COS previo al reemplazo y el CB se estimó a partir de referencias bibliográficas.

En los primeros 20 cm del suelo de plantaciones de *E. grandis*, el COS disminuye desde texturas más finas a más gruesas con 35,52 Mg/ha, 29,85 Mg/ha y 15,70 Mg/ha para las familias de textura franca fina, franca gruesa y arenosa, respectivamente. La tendencia decreciente se confirma de 20 a 30 cm con valores de 14,96 Mg/ha, 12,00 Mg/ha y 6,12 Mg/ha, para las mismas texturas. El COS de pastizales fue mayor que en las plantaciones y registran valores de 57,69 Mg/ha, 42,35 Mg/ha y 25,26 Mg/ha para suelos francos finos, gruesos y arenosos y también para la profundidad de 20 a 30 cm con valores de 23,80 Mg/ha, 14,41 Mg/ha, con excepción de los suelos arenosos con 7,09 Mg/ha.

El establecimiento de plantaciones de *E. grandis* produjo la disminución del contenido de COS respecto a los pastizales reemplazados y este efecto fue más acentuado en suelos francos finos (-44 %) que en suelos francos gruesos (-35 %) y menos en arenosos (-19 %). Las pérdidas del COS estuvieron asociadas al método de repoblación empleado. El efecto fue menor en rodales repoblados mediante rebrotes que en replantaciones, lo cual estuvo vinculado a las tareas de preparación de sitio que tienden a acelerar los procesos de aireación y descomposición en estrecha relación con la textura del suelo.

La disminución del contenido de COS con respecto a los pastizales no produjo un descenso en el incremento medio anual de las plantaciones de *E. grandis*, lo cual puede estar asociado a que son otros

los factores limitantes del rendimiento y, por lo tanto, enmascaran el efecto en la fertilidad que tienen el descenso del COS.

El contenido de C total promedio (COS + CB) fue mayor en los rodales de *E. grandis* que en los pastizales (69,40 Mg/ha vs 63,15 Mg/ha). Sin embargo, se observaron diferencias para cada tipo de suelo y método de repoblación. En los suelos francos finos, los pastizales contienen un 23 % más de CT que los rodales de *E. grandis* (99,76 Mg/ha vs 76,71 Mg/ha). En cambio, en los suelos francos gruesos y arenosos, el CT de los rodales superan en un 8 % (68,47 Mg/ha vs 74,26 Mg/ha) y un 71 % a los pastizales (33,42 Mg/ha vs 57,02 Mg/ha), respectivamente. Complementariamente, las plantaciones de primer ciclo establecidas en suelos de textura franca gruesa y arenosa acumulan más CT con respecto a otros métodos de repoblación con valores de 101,92 Mg/ha y 92,11 Mg/ha, respectivamente. Este comportamiento estuvo relacionado con dos aspectos principales: una pérdida menor en el almacenaje de COS con respecto a los pastizales establecidos en esos suelos y una mayor capacidad de almacenaje de C en la biomasa asociada a sitios con mejor aptitud para *E. grandis*.

Las tasas de acumulación de C en suelo y biomasa derivadas del análisis a nivel de rodal pueden ser amplificadas por la magnitud de los cambios de uso de la tierra a escala de paisaje. A partir de ese concepto, se cuantificó la distribución espacial y temporal del reemplazo de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus* spp en el período comprendido entre los años 1985 y 2018. La estimación de los cambios de uso de la tierra fue a través del procesamiento de imágenes satelitales de la serie Landsat, clasificadas por el algoritmo *Random forest* en Google Earth Engine (GEE), y se logró una exactitud promedio del 85 %.

A partir de ese procesamiento se determinó un área consistente espacial y temporalmente de uso forestal de eucalipto de ~132.000 ha que comprende los departamentos de Gualaguaychú, Uruguay, Colón, Concordia y Federación en Entre Ríos y Monte Caseros y Paso de los Libres en Corrientes. En esta área se calculó la superficie forestada y cosechada de *Eucalyptus* spp de cada año entre 1985 y 2018, y se la relacionó con los regímenes de promoción de plantaciones vigentes en cada momento e indicadores de la demanda del mercado interno y externo, respectivamente.

La superficie forestada se incrementó de 44.320 ha en 1985 a 77.357 ha en 2018 (+75 %), lo cual se considera un aumento moderado con respecto a otras zonas de la Mesopotamia Argentina y otros países de la región. La tasa de forestación anual promedio fue de 9.803 ha/año, tuvo amplias fluctuaciones anuales y se observó un avance evidente de las plantaciones hacia suelos de textura arenosa.

La dinámica de la expansión de la superficie forestada estuvo condicionada por la eficiencia en la aplicación de los diferentes regímenes de promoción implementados. Se observaron dos períodos con existencias inferiores o superiores al promedio histórico: 1985-2000 y 2001-2018, respectivamente.

Durante el primer período se observó un leve incremento de la superficie forestada de 44.320 ha en 1985 a 51.640 ha en el año 2000 (+17 %), y estuvo asociado a fallas en la implementación de la Ley Nacional 21.695 y crisis generalizadas que dificultaron el acceso a los beneficios. En cambio, en el período 2001-2018 el incremento de la superficie fue de 62.006 ha a 77.357 ha (+25 %) y estuvo vinculado con la consolidación de instrumentos de política sectorial, en particular la Ley Nacional 25.080 y su prórroga.

La superficie de cosecha tuvo un promedio de 8.801 ha/año y estuvo correlacionada positiva y significativamente con el indicador que estima la actividad del sector de la construcción. Esta correlación estuvo asociada al contexto del mercado interno, debido a que el principal destino de la producción primaria es hacia industrias de transformación primaria y secundaria locales. En cambio, la incidencia del mercado externo expresada en el precio internacional de la celulosa y el volumen de exportación de rollizos, tuvo escasa a nula correlación debido a la baja magnitud de estas operaciones.

Se detectaron dos fuentes de error que subestiman el cálculo de la superficie forestada: el retraso en la detección del rodal de 3 años en promedio y la alta exigencia relativa para contabilizar píxeles válidos de eucalipto con respecto a píxeles no válidos. Para mejorar estas estimaciones se construyeron coeficientes de corrección de la superficie por clases de edad que luego fueron utilizados para la estimación del almacenaje de C a escala de regional. La cosecha fue detectada en el año que ocurre debido a una abrupta caída de la señal espectral interanual por lo que se consideró un buen estimador de la superficie cosechada.

Con los resultados obtenidos previamente se obtuvo el almacenaje de C en suelo y biomasa en el período 1985-2018. Se calculó la superficie ocupada en cada año por clases de textura, rotación y edad de plantaciones de eucalipto a partir del reprocesamiento de las imágenes Landsat clasificadas. Estos datos se asociaron con el contenido de C en suelo y biomasa modelado para *E. grandis*, a partir de la parametrización del modelo de simulación CO2Fix para suelos de textura arenosa y franca.

Se registró un aumento del almacenaje de C de pastizales y plantaciones de eucalipto desde 8.440,36 Gg C en 1985 a 9.644,03 Gg C en 2018 (+14 %) o de 9.485,56 Gg C a 11.378,78 Gg C (+20 %) si se considera la superficie corregida por clases de edad.

En las 132.000 ha analizadas la mitad del C almacenado cuantificado para el año 1985 corresponde a pastizales, en cambio para 2018 la totalidad del C deriva de las plantaciones de eucalipto. Adicionalmente, se registró que el incremento del C almacenado fue inferior al aumento de la superficie implantada en el mismo período y que, en promedio, el COS corresponde al 62 % del C total. Esta alteración en la distribución del C puede implicar diferencias en la composición y calidad del COS.

En términos de CO₂eq, la tasa interanual de acumulación fue positiva en 24 años del período de estudio con un promedio de 1.126,90 Gg CO₂eq/año. El almacenaje de C calculado fue inferior a las

estimaciones informadas por el Inventario de Gases de Efecto Invernadero para el género *Eucalyptus* en esta región, sin embargo, se detectan dos fuentes de error en ese reporte: la sobrestimación de la superficie forestada y del incremento promedio de la biomasa.

Finalmente, se destaca que en este trabajo de tesis se aplicó una metodología consistente espacial y temporalmente derivada de datos de campo, análisis de imágenes satelitales y datos modelados que supera las referencias actuales. Este análisis integral puede ser replicado para otras especies forestales de nuestro país, tiene la capacidad de incorporarse a sistemas de monitoreo del C a nivel regional y puede contribuir a realizar estimaciones estandarizadas de la capacidad de almacenaje de las plantaciones forestales.

Abstract

The establishment of forest plantations is presented as a viable tool to mitigate the effects of climate change based on their carbon (C) sequestration capacity. In this context, there is some consensus that the replacement of grasslands by forest plantations implies an increase in C storage derived from the increase in biomass during growth. However, there are discrepancies about the effect this replacement has on soil C content and, therefore, whether the balance in total C (soil + biomass) is positive, negative or neutral.

To address this concept, C content and storage in grasslands and plantations were evaluated in one of the main forest basins of Argentina: the *Eucalyptus grandis* basin of the E of Entre Ríos province and SE of Corrientes.

First, the dynamics of soil C content (SOC) and biomass (BC) were described with respect to the grasslands replaced according to different soil texture classes. For this purpose, a chronosequence of *E. grandis* stands established on different soils and of different ages, number of rotations and stocking methods (planting, replanting and coppicing) was constructed. In these stands, SOC was obtained at two depths (0-20 cm and 20-30 cm) and forest structure was sampled to estimate BC. In the grasslands adjacent to these plantations, SOC was obtained for both depths as a reference for pre-replacement SOC and BC was estimated from literature references.

In the first 20 cm of the soil of *E. grandis* plantations, SOC decreases from finer to coarser textures with 35.52 Mg/ha, 29.85 Mg/ha and 15.70 Mg/ha for the fine loam, coarse loam and sandy loam texture families, respectively. The decreasing trend is confirmed from 20 to 30 cm with values of 14.96 Mg/ha, 12.00 Mg/ha and 6.12 Mg/ha, for the same textures. The SOC of grasslands was higher than in plantations and recorded values of 57.69 Mg/ha, 42.35 Mg/ha and 25.26 Mg/ha for fine, coarse and sandy loam soils and also for the depth of 20 to 30 cm with values of 23.80 Mg/ha, 14.41 Mg/ha and 7.09 Mg/ha, respectively.

The establishment of *Eucalyptus grandis* plantations led to a decrease in SOC content compared to the replaced grasslands and this effect was more pronounced on fine loam soils (44 %) than on coarse loam soils (35 %) and less so on sandy soils (19 %). SOC losses were associated with the stocking method used. The effect was lower in coppiced stands than in replanted stands, which was linked to site preparation tasks that tend to accelerate aeration and decomposition processes in close relation to soil texture.

The decrease in SOC content relative to grassland did not lead to a decrease in the mean annual increment of *E. grandis* plantations, which may be associated with the fact that other factors are yield limiting and therefore mask the fertility effect of the decrease in SOC.

The average total C (TC) content (SOC + BC) was higher in the *E. grandis* stands than in the grasslands (69.40 Mg/ha vs 63.15 Mg/ha). However, differences were observed for each soil type and afforestation method. On fine loam soils, grasslands contain 23 % more TC than stands of *E. grandis* (99,76 Mg/ha vs 76,71 Mg/ha). In contrast, in coarse and sandy loam soils, the TC of *E. grandis* stands exceeds that of grasslands by 8 % (68,47 Mg/ha vs 74,26 Mg/ha) and 71 % (33,42 Mg/ha vs 57,02 Mg/ha), respectively. In addition, the first cycle plantations established in soils with a coarse and sandy loam texture accumulate more TC compared to other afforestation methods with values of 101.92 Mg/ha and 92.11 Mg/ha, respectively. This behavior was related to two main aspects: a lower loss in SOC storage with respect to grasslands established on these soils and a greater storage capacity of C in the biomass associated with sites with better suitability for *E. grandis*.

Soil C and biomass accumulation rates derived from stand-level analysis can be amplified by the magnitude of land-use changes at the landscape scale. Based on this concept, the spatial and temporal distribution of grassland replacement by *Eucalyptus* spp. plantations was quantified for the period 1985 to 2018. The estimation of land use changes was through the processing of Landsat series satellite images, classified by the *Random forest* algorithm in Google Earth Engine (GEE), and an average accuracy of 85 % was achieved.

From this processing, a spatially and temporally consistent area of *Eucalyptus* forest use of ~132,000 ha was determined, comprising the departments of Gualeguaychú, Uruguay, Colón, Concordia and Federación in Entre Ríos and Monte Caseros and Paso de los Libres in Corrientes. In this area, the area afforested and harvested of *Eucalyptus* spp. in each year between 1985 and 2018 was calculated and related to the plantation promotion regimes in force at the time and indicators of domestic and foreign market demand, respectively.

The forested area increased from 44,320 ha in 1985 to 77,357 ha in 2018 (+75 %), which is considered a moderate increase compared to other areas in Mesopotamia Argentina and other countries in the region. The average annual afforestation rate was 9,803 ha/year, with wide annual fluctuations and an evident advance of plantations towards sandy textured soils.

The dynamics of the expansion of the forested area was conditioned by the efficiency in the application of the different promotion regimes implemented. Two periods with stocks below or above the historical average were observed: 1985-2000 and 2001-2018, respectively. During the first period there was a slight increase in the forested area from 44,320 ha in 1985 to 51,640 ha in 2000 (+17 %), and it was associated with failures in the implementation of National Law 21,695 and generalised crises that made access to benefits difficult. On the other hand, in the period 2001-2018, the increase in area went from 62,006 ha to 77,357 ha (+25 %) and was linked to the consolidation of sectoral policy instruments, in particular National Law 25,080 and its extension.

The harvested area averaged 8,801 ha/year and was positively and significantly correlated with the indicator that estimates the activity of the construction sector. This correlation was associated with the domestic market context, since the main destination of primary production is to local primary and secondary processing industries. On the other hand, the incidence of the external market, expressed in the international price of pulp and the volume of logs exported, had little or no correlation due to the low magnitude of these operations.

Two sources of error were detected that underestimate the calculation of the forested area: the delay in stand detection of 3 years on average and the high relative requirement to count valid *Eucalyptus* pixels with respect to invalid pixels. To improve these estimates, area correction coefficients by age classes were constructed and then used to estimate C storage at the regional scale. Harvesting was detected in the year it occurs due to an abrupt drop in the interannual spectral signal and was therefore considered a good estimator of the harvested area.

With the results obtained previously, the C storage in soil and biomass in the period 1985-2018 was obtained. The area occupied in each year by texture class, rotation and age of *Eucalyptus* plantations was calculated from the reprocessing of classified Landsat images. These data were associated with soil C and biomass content modelled for *E. grandis* from the CO2Fix simulation model parameterisation for sandy and loamy textured soils.

There was an increase in TC storage of grassland and *Eucalyptus* plantations from 8,440.36 Gg C in 1985 to 9,644.03 Gg C in 2018 (+14 %) or from 9,485.56 Gg C to 11,378.78 Gg C (+20 %), if the area corrected for age classes is considered.

In the 132,000 ha analyzed, half of the C stored quantified for the year 1985 corresponds to grasslands, while for 2018 all the C derives from *Eucalyptus* plantations. In addition, it was recorded that the increase in stored C was lower than the increase in planted area in the same period and that, on average, SOC corresponds to 62 % of the total C. This alteration in C distribution may imply differences in SOC composition and quality.

In terms of CO₂eq, the interannual rate of accumulation was positive in 24 years of the study period with an average of 1,126.90 Gg CO₂eq/year. The calculated C storage was lower than the estimates reported by the Greenhouse Gas Inventory for the genus *Eucalyptus* in this region, however, two sources of error are detected in that report: the overestimation of the forested area and of the average biomass increment.

Finally, it should be noted that this thesis work applied a spatially and temporally consistent methodology derived from field data, satellite image analysis and modelled data that surpasses current references. This comprehensive analysis can be replicated for other forest species in our country, has

the potential to be incorporated into regional C monitoring systems and can contribute to standardised estimates of the storage capacity of forest plantations.

Contenido

Agradecimientos	3
Resumen	5
Abstract	9
Contenido	13
Índice de figuras.....	17
Índice de tablas	22
Capítulo I. Introducción general	25
El reemplazo de pastizales por plantaciones forestales	25
Cambios de uso de la tierra en largos períodos de tiempo a escala regional	27
Modelización del almacenaje de carbono a escala regional	30
Caracterización del área de estudio.....	31
Silvicultura y producción de <i>Eucalyptus</i> spp.....	34
Producción agropecuaria en los pastizales	37
Hipótesis y objetivos	38
Estructura de la tesis	40
Bibliografía.....	43
Capítulo II. La dinámica del carbono en el reemplazo de pastizales por plantaciones de <i>Eucalyptus grandis</i> a escala de rodal	50
Introducción.....	50
Materiales y métodos.....	53
Diseño del muestreo de parcelas	53
Muestreo de suelo	56
Estadística descriptiva y modelos lineales	57
Carbono total en el ecosistema	59
Tasa de acumulación de biomasa y COS.....	60
Resultados.....	61
Caracterización de los rodales de <i>E. grandis</i>	61

Carbono orgánico del suelo en pastizales y rodales de <i>E. grandis</i>	66
Carbono en la biomasa de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i>	76
Carbono total en el ecosistema	77
Tasa de acumulación de la biomasa en rodales de <i>E. grandis</i>	81
Discusión	83
Dinámica del COS durante el ciclo de crecimiento	85
Dinámica del COS en el reemplazo de pastizales por plantaciones de <i>E. grandis</i>	86
Carbono total en el ecosistema: suelo + biomasa	88
Tasas de acumulación de biomasa y COS	90
Conclusiones	93
Bibliografía	94
Anexo	102
Capítulo III. El proceso de transformación de pastizales en plantaciones de <i>E. grandis</i> entre 1985 y 2018 a escala de paisaje.	109
Introducción	109
Materiales y métodos	111
Cambios de uso forestal de la tierra	111
Transiciones de cambio de uso de la tierra de interés	116
Identificación de períodos históricos relevantes	118
Evaluación de la congruencia de las estimaciones de superficie	121
Resultados	123
Cambios de uso forestal de la tierra	123
Evolución de la superficie forestada	124
Incidencia de los regímenes de promoción sobre la superficie forestada	127
Evolución de la superficie cosechada	130
Incidencia de indicadores económicos sobre la superficie cosechada	131
Evaluación de la congruencia de estimaciones	133
Discusión	137
Clasificación supervisada de imágenes Landsat	137

Evolución de la superficie forestada	138
Incidencia de los regímenes de promoción sobre la superficie forestada	140
Evolución de la superficie cosechada	142
Incidencia de indicadores económicos sobre la superficie cosechada.....	143
Congruencia de las estimaciones	145
Conclusiones	148
Bibliografía.....	150
Anexo	158
Capítulo IV. Modelo regional del carbono del suelo y de la biomasa de plantaciones de <i>E. grandis</i> entre 1985 y 2018.	166
Introducción.....	166
Materiales y métodos.....	168
Estimación de parámetros estructurales del rodal	168
Contenido de C en el perfil de suelo.....	171
Parametrización del modelo CO2Fix.....	172
Modelo regional de la dinámica de C.....	173
Resultados.....	177
Parámetros estructurales del rodal.....	177
Contenido de C en el perfil de suelo.....	179
Modelo CO2Fix parametrizado	181
Modelo regional de la dinámica del C.....	184
Discusión	190
Estimación de parámetros estructurales del rodal	190
Parametrización de CO2Fix	191
Modelo regional de la dinámica del C.....	192
Conclusiones	195
Bibliografía.....	196
Anexo	199
Capítulo V. Consideraciones finales.	209

Aportes al conocimiento de esta tesis.....	209
Implicancias prácticas de los resultados obtenidos	210
Propuestas de nuevas investigaciones	212
Publicaciones y divulgación de los resultados derivados de esta tesis	214
Partes de libro.....	214
En revistas periódicas nacionales o internacionales	214
En actas de congresos y jornadas	214
Bibliografía.....	216

Índice de figuras

Capítulo I. Introducción general.....	25
Figura 1.1. Área de estudio detallando los departamentos de las provincias de Entre Ríos y Corrientes involucrados.	32
Figura 1.2. Esquema conceptual del núcleo central de esta tesis.....	42
Capítulo II. La dinámica del carbono en el reemplazo de pastizales por plantaciones de <i>Eucalyptus grandis</i> a escala de rodal.	50
Figura 2.1. Distribución de las parcelas de muestreo de COS de pastizales y de COS y estructura de rodales de <i>E. grandis</i> por método de repoblación.	55
Figura 2.2. Biomasa seca total de rodales de <i>E. grandis</i> (Mg/ha) por familia de textura de suelo.....	61
Figura 2.3. Biomasa seca total de rodales de <i>E. grandis</i> (Mg/ha) por método de repoblación.....	62
Figura 2.4. Biomasa seca total de rodales de <i>E. grandis</i> (Mg/ha) por número de rotaciones.	62
Figura 2.5. Biomasa seca total de rodales de <i>E. grandis</i> (Mg/ha) por clases de sitio.....	63
Figura 2.6. Biomasa seca total de rodales de <i>E. grandis</i> (Mg/ha) por método de repoblación, edad, número de rotaciones (1 a 3) y familias de textura de suelo.....	64
Figura 2.7. Porcentaje de las fracciones de arena, limo y arcilla de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> ..	65
Figura 2.8. Densidad aparente de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (g/cm ³) por familia de textura de suelo.....	65
Figura 2.9. Concentración de C en suelo de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (mg C/g suelo) por familia de textura de suelo y profundidad de muestreo.	66
Figura 2.10. Contenido de C en suelo de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y profundidad de muestreo.	67
Figura 2.11. Contenido de C en suelo de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por familia de textura de suelo para todo el perfil de suelo analizado (0 a 30 cm de profundidad).	68
Figura 2.12. Contenido de C en suelo de rodales de <i>E. grandis</i> para cada edad (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y profundidad de muestreo.	69
Figura 2.13. Contenido de COS de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y número de rotaciones para los primeros 20 cm de suelo.....	70
Figura 2.14. Contenido de COS de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y número de rotaciones entre los 20 y 30 cm de suelo.....	71

Figura 2.15. Contenido de COS de pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y número de rotaciones para ambas profundidades de suelo.....	72
Figura 2.16. Distribución de los residuos del modelo lineal de COS para los primeros 20 cm de profundidad de suelo incluyendo la variable edad.....	73
Figura 2.17. Distribución de los residuos del modelo lineal de COS para la profundidad de 20 a 30 cm de suelo incluyendo la variable edad.....	73
Figura 2.18. Residuos de los modelos para estimar el C en suelo en los primeros 20 cm de suelo con y sin variable aleatoria.	76
Figura 2.19. Contenido de C en la biomasa en pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por método de repoblación.....	77
Figura 2.20. Contenido de C en la biomasa en pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por edad.	77
Figura 2.21. Proporción del C en suelo y del C en la biomasa sobre el C total de rodales de <i>E. grandis</i> y pastizales (%) por edad.	78
Figura 2.22. Contenido de C total en pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por método de repoblación.....	79
Figura 2.23. Diferencia de contenido de CT de <i>E. grandis</i> con respecto a los pastizales (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y método de repoblación.....	80
Figura 2.24. Contenido de C total en pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por edad.....	80
Figura 2.25. Contenido de C total en pastizales y rodales de <i>E. grandis</i> (Mg C/ha) por número de rotaciones.....	81
Figura 2.26. Incremento medio anual de la biomasa (Mg/ha.año) vs contenido de COS (Mg C/ha) por número de rotaciones y familias de textura de suelo.	82
Figura 2.27. Incremento medio anual de la biomasa (Mg/ha.año) vs contenido de COS (Mg C/ha) por número de rotaciones y métodos de repoblación.....	82
Capítulo III. El proceso de transformación de pastizales en plantaciones de <i>E. grandis</i> entre 1985 y 2018 a escala de paisaje.	109
Figura 3.1. Esquema conceptual de píxeles estables e inestables de <i>Eucalyptus</i> spp.....	114
Figura 3.2. Distribución espacial de las familias de textura y de los píxeles consistentes de <i>Eucalyptus</i> spp en el área de estudio.....	118
Figura 3.3. Evolución de la superficie forestada nueva y persistente.....	124

Figura 3.4. Evolución de la superficie forestada por familias de textura de suelo y total.	125
Figura 3.5. Tasa de forestación anual (ha/año) total y por familias de textura de suelo.....	127
Figura 3.6. Evolución de la superficie forestada por régimen de promoción de plantaciones forestales total y por provincia.	128
Figura 3.7. Tasas de forestación anual por régimen de promoción de plantaciones forestales total y por provincia.	128
Figura 3.8. Evolución de la superficie cosechada (ha/año) por texturas locales de suelo y total.....	130
Figura 3.9. Evolución de la superficie cosechada con relación a la superficie forestada del año previo (%).	131
Figura 3.10. Coeficiente de correlación cruzada y retraso (<i>lag</i>) entre las series temporales de cosecha anual relativa y el precio de monte en pie y el indicador sintético de la actividad de la construcción.	132
Figura 3.11. Coeficiente de correlación cruzada y retraso (<i>lag</i>) entre las series temporales de cosecha anual relativa y el precio internacional de la celulosa y las exportaciones de madera en rollo.	133
Figura 3.12. Superficie forestada registrada y calculada (ha) para las provincias de Entre Ríos y Corrientes en los departamentos de estudio.....	134
Figura 3.13. Superficie cosechada registrada y calculada (ha) para la provincia de Entre Ríos en los departamentos de estudio.....	135
Figura 3.14. Porcentaje de eucalipto detectado antes y después al año de establecimiento (año 0) por método de repoblación.	136
Figura A.3.1. Reflectancia de la superficie de las bandas espectrales de la serie Landsat utilizadas para la clasificación de cada clase de uso de la tierra.....	159
Figura A.3.2. Valores de los índices de vegetación calculados a partir de las bandas espectrales de la serie Landsat y utilizados para la clasificación de cada clase de uso de la tierra.	159
Figura A.3.3. Imágenes de máscaras aplicadas para píxeles más estables (A); píxeles más inestables (B); píxeles válidos de años terminales (C) máscara de análisis efectivo resultante (D).	160
Figura A.3.4. Mediana de los valores de reflectancia de una imagen Landsat 5 en falso color (4, 3, 2) en el norte de Colón, Entre Ríos (A), clasificada por el método <i>Random forest</i> (B), con máscara de área de análisis efectivo para todas las coberturas (C) y sólo para <i>Eucalyptus</i> spp (D).	161
Figura A.3.5. Porcentaje de exactitud e índice Kappa de las clasificaciones resultantes en cada año.	162

Figura A.3.6. Porcentaje de exactitud de las clasificaciones resultantes para cada clase de uso de la tierra y año.	162
Figura A.3.7. Mapa de clases de uso de la tierra en un área del norte de Colón y sur de Concordia en Entre Ríos para el año 1985 y 2018.	163
Figura A.3.8. Mediana de la reflectancia (A) e imagen clasificada (B) de un rodal clasificado como “Pastizal” en el año 1998 (1), como “Monte ribereño” en 1999 y como “ <i>Eucalyptus spp.</i> ” en el año 2000.	163
Figura A.3.9. Coeficiente de correlación cruzada entre las series de tiempo de la transición “Monte Ribereño” a “ <i>Eucalyptus spp.</i> ” y “Pastizal” a “ <i>Eucalyptus spp.</i> ”.	164
Figura A.3.10. Mediana de la reflectancia (A) e imagen clasificada (B) de la detección de cosechas en el año 2013 (1) y 2014 (2 y 3) y su posterior identificación como plantación de <i>Eucalyptus spp.</i>	164
Figura A.3.11. Tendencia ciclo del indicador sintético de la actividad del sector de la construcción.	165

Capítulo IV. Modelo regional del carbono del suelo y de la biomasa de plantaciones de *E. grandis* entre 1985 y 2018. 166

Figura 4.1. Esquema conceptual del procesamiento de imágenes y la integración con CO2Fix para el modelo regional de almacenaje de C en suelo y biomasa en el período 1985-2018.	175
Figura 4.2. Superficie forestada (ha) por clases de edad calculadas.....	177
Figura 4.3. Superficie forestada (ha) por número de rotaciones calculadas.	178
Figura 4.4. Valores observados y modelo de rendimiento ajustado de Chapman-Richards para el volumen total de <i>E. grandis</i>	178
Figura 4.5. Gráfico de regresión del contenido entre C en los primeros 20 cm de suelo de plantaciones de <i>E. grandis</i> con respecto a la profundidad de 20 a 30 cm.	179
Figura 4.6. Gráfico de regresión del contenido entre C en los primeros 20 cm de suelo de pastizales adyacentes a plantaciones de <i>E. grandis</i> con respecto a los siguientes 20 a 30 cm de profundidad....	180
Figura 4.7. Modelos resultantes de la parametrización de CO2Fix por rotación y textura de suelo..	181
Figura 4.8. Contenido de COS y de C total observado y modelado en CO2Fix por familia de textura de suelo.	182
Figura 4.9. Carbono orgánico del suelo (COS) modelado en CO2Fix y observado a campo para los primeros 30 cm de suelo (Mg C/ha).....	182
Figura 4.10. Carbono total (COS + CB) modelado en CO2Fix y observado a campo (Mg C/ha)..	183

Figura 4.11. Diferencia absoluta de valores de COS y CT observados a campo y modelados en CO2Fix (Mg C/ha) por familias de textura.....	183
Figura 4.12. Participación porcentual de pastizales y plantaciones de <i>E. grandis</i> en el almacenaje de C en suelo y biomasa para los primeros 30 cm de suelo.	184
Figura 4.13. Almacenaje de C en suelo y biomasa en pastizales y plantaciones de <i>E. grandis</i> (Gg C) por clases de edad.....	185
Figura 4.14. Almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de <i>E. grandis</i> (Gg C) por clases de edad y textura locales de suelo para los primeros 30 cm de suelo.	186
Figura 4.15. Almacenaje de C de pastizales y plantaciones de <i>E. grandis</i> de los primeros 30 cm de suelo (Gg C) por clases de edad y compartimento de biomasa y suelo.....	187
Figura 4.16. Participación porcentual del C en la biomasa y en los primeros 30 cm de suelo con respecto al C total por año.	187
Figura 4.13. CO ₂ equivalente almacenado anualmente en suelo y biomasa por las plantaciones de <i>E. grandis</i> (Gg CO ₂ eq) en el período 1985-2018.....	188
Figura 4.18. Tasa interanual de cambios en el CO ₂ equivalente almacenado por plantaciones de <i>E. grandis</i> (Gg CO ₂ eq) en el período 1985-2018.....	189
Figura A.4.1. Mapa del almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de <i>E. grandis</i> en un área del norte de Colón y sur de Concordia en Entre Ríos en los años 1985 y 2018.	202
Figura A.4.2. CO ₂ equivalente almacenado anualmente por las plantaciones de <i>E. grandis</i> en el período 1985-2018 por departamento.....	203
Figura A.4.3. Contenido de COS de plantaciones de <i>E. grandis</i> para los primeros 30 cm de suelo modelado con CO2Fix y observado a campo por familia de textura.	203
Figura A.4.4. Almacenaje de C (Gg C) en biomasa y suelo sólo para la provincia de Entre Ríos.	204
Capítulo V. Consideraciones finales.	209

Índice de tablas

Capítulo II. La dinámica del carbono en el reemplazo de pastizales por plantaciones de

Eucalyptus grandis a escala de rodal.50

Tabla 2.1. Coeficientes de cada variable independiente para el modelo de contenido de COS (Mg/ha) ajustado para los primeros 20 cm de suelo. 74

Tabla 2.2. Coeficientes de cada variable independiente para el modelo de contenido de COS (Mg/ha) ajustado para la profundidad de 20 a 30 cm. 75

Tabla 2.3. Coeficientes de cada variable independiente para el modelo de contenido de COS (Mg/ha) ajustado para la profundidad de 0 a 30 cm. 75

Tabla 2.4. Error absoluto medio (EAM), valor del criterio de Akaike (AIC) y *p-value* de los modelos para estimar el C en suelo en los primeros 20 cm de suelo con y sin variable aleatoria. 75

Tabla A.2.1. Datos climáticos de referencia (1981-2010) de las estaciones meteorológicas cercanas a las parcelas de muestreo. 102

Tabla A.2.2. Distribución de rodales de *E. grandis* para cada método de repoblación, familia de textura de suelo y número de rotaciones para cada edad (n = 45). 103

Tabla A.2.3. Valores de densidad aparente y porcentaje de la fracción de arena, arcilla y limo para pastizales (n = 21). 104

Tabla A.2.4. Valores de densidad aparente y porcentaje de la fracción de arena, arcilla y limo para rodales de *E. grandis* (n = 45). 104

Tabla A.2.5. Parámetros estructurales promedio de los rodales de *E. grandis* medidos (n = 45) con datos de C orgánico del suelo (COS). 105

Tabla A.2.6. Concentración de C orgánico del suelo (COS) en los primeros 20 cm de suelo de pastizales (n = 21) y rodales de *E. grandis* (n = 45). 106

Tabla A.2.7. Concentración de C orgánico del suelo (COS) entre 20 y 30 cm de profundidad de suelo de pastizales (n = 16) y rodales de *E. grandis* (n = 34). 107

Tabla A.2.8. Error absoluto medio (EAM) de los modelos para estimar el COS en los primeros 20 cm de suelo con variable aleatoria para cada zona y diferencia de EAM entre estos modelos y el modelo sin variable aleatoria. 108

Capítulo III. El proceso de transformación de pastizales en plantaciones de *E. grandis* entre

1985 y 2018 a escala de paisaje. 109

Tabla 3.1. Exactitud por clases de cobertura, general e índice Kappa de la clasificación supervisada de imágenes satelitales con <i>Random forest</i> .	123
Tabla 3.2. Superficie forestada por tipo de suelo en 1985 y 2018 (ha), incremento en el período (%) y tasa de forestación media (ha/año).	125
Tabla 3.3. Superficie forestada por departamento en 1985 y 2018 (ha), incremento en el período (%) y tasa de forestación media (ha/año).	126
Tabla 3.4. Superficie forestada total por provincia (ha) durante la vigencia de la Ley nacional 21.695 y el Régimen de Promoción de Plantaciones Forestales (RPPF).	129
Tabla 3.5. Superficie forestada total por provincia (ha) durante la vigencia de la Ley nacional 25.080 (1999-2008) y 26.432 (2009-2018).	129
Tabla 3.6. Tasa de forestación anual por provincia y total (ha/año) durante la vigencia de cada régimen de promoción.	130
Tabla 3.7. Superficie cosechada (ha) y relación entre superficie cosechada y forestada (%) por departamento.	131
Tabla 3.8. Tasa de cosecha anual por provincia y total (ha/año) durante la vigencia de cada régimen de promoción de plantaciones forestales.	133
Tabla 3.9. Superficies observadas y calculadas de rodales conocidos de <i>E. grandis</i> (ha) por método de repoblación (n = 488).	135
Tabla 3.10. Mediana del porcentaje de detección y factor de corrección de superficie por clases de edades.	136
Tabla A.3.1. Nombre de bandas y longitud de onda (μm) de los sensores Landsat utilizados para la clasificación supervisada.	158
Tabla A.3.2. Categorización en familias de texturas (Schoeneberger et al., 2012) de las clases de texturas obtenidas de la cartografía de suelos de la República Argentina (SAGyP et al., 2013).	158
Capítulo IV. Modelo regional del carbono del suelo y de la biomasa de plantaciones de <i>E. grandis</i> entre 1985 y 2018.	166
Tabla 4.1. Coeficientes de los parámetros del modelo de Chapman-Richards ajustado para estimar el rendimiento de plantaciones de <i>E. grandis</i> .	179
Tabla 4.2. Coeficientes de los parámetros del modelo lineal simple (n = 34) para predecir el contenido de C entre 20 a 30 cm de profundidad en Mg/ha (y) a partir del contenido de C en los primeros 20 cm de suelo (x) en plantaciones de <i>E. grandis</i> .	179

Tabla 4.3. Parámetros del modelo lineal simple ($n = 16$) para predecir el contenido de C entre 20 a 30 cm de profundidad en Mg/ha (y) a partir del contenido de C en los primeros 20 cm de suelo (x) en pastizales adyacentes a plantaciones de <i>E. grandis</i>	180
Tabla A.4.1. Valores medios y desvío estándar de los parámetros estructurales principales de los rodales observados para construir el modelo de rendimiento para <i>E. grandis</i>	199
Tabla A.4.2. Biomasa seca total y contenido de C en suelo y biomasa por rotación y edad para plantaciones de <i>E. grandis</i> obtenidos en CO2Fix para suelos de la familia de textura arenosa.	199
Tabla A.4.3. Biomasa seca total y contenido de C en suelo y biomasa por rotación y edad para plantaciones de <i>E. grandis</i> obtenidos en CO2Fix para suelos de la familia de textura franca fina y gruesa.....	200
Tabla A.4.4. Superficie calculada y corregida (*) y almacenaje de C por suelo, biomasa y total para pastizales y plantaciones de <i>E. grandis</i> por familias de textura, número de rotaciones y edad en el año 2010 para la provincia de Entre Ríos.....	205

Capítulo I. Introducción general.

El reemplazo de pastizales por plantaciones forestales

El proceso de sustitución de pastizales por plantaciones forestales implica un aumento progresivo del carbono acumulado producto del incremento de la biomasa de las plantaciones (Li et al., 2012; Vassallo et al., 2013, Jandl et al., 2007, Jobbágy et al., 2006). Esta capacidad de absorber CO₂ atmosférico y la consecuente reducción de los gases de efecto invernadero, es una de las estrategias propuestas para mitigar los efectos del cambio climático. Sin embargo, esta ventaja comparativa contrasta con el impacto que tiene el cambio de uso de la tierra sobre diferentes procesos ecológicos luego de la conversión.

Los efectos del reemplazo de pastizales por plantaciones han sido abordados por numerosos trabajos. Por ejemplo, Baldi et al. (2008) registra un aumento de la producción primaria neta en las plantaciones y un incremento de la evapotranspiración que produjo una reducción del caudal de las cuencas forestadas del litoral del Río Uruguay. Estos procesos están relacionados con una mayor intercepción y estabilidad en la absorción de la radiación que producen cambios en la dinámica estacional de absorción de carbono y del agua (Vassallo et al., 2013). A nivel regional se observan alteraciones en las propiedades edáficas, disponibilidad de nutrientes y cambios en los elementos constitutivos de la materia orgánica, por ejemplo en la República Oriental del Uruguay (Carrasco-Letelier et al., 2004; Céspedes-Payret, 2012) y en el SE de Brasil (Lima et al., 2006). También se describen procesos de acidificación significativos que pueden alterar la fertilidad y la biogeoquímica del suelo como consecuencia de la forestación masiva de pastizales (Jobbágy y Jackson, 2003).

En algunos casos estos efectos pueden estar condicionados por el gradiente de precipitación y la edad de los rodales (Berthrong et al., 2012). El régimen de precipitación puede conducir a un balance positivo, neutro o negativo en el COS de las plantaciones con respecto al uso de la tierra reemplazado. Por ejemplo, Guo y Gifford (2002) describen un descenso significativo del COS en sitios donde la precipitación supera los 1.500 mm y una ganancia de COS en sitios más secos. Este aspecto es aún más relevante debido a las alteraciones pluviométricas derivadas del cambio climático. Sin embargo, estas pérdidas pueden ser compensadas si se alarga el turno de corta, lo cual puede ser una estrategia eficiente para la implementación de prácticas silvícolas diferenciales.

Particularmente en el componente edáfico, la conversión hacia sistemas forestales podría tener un impacto significativo sobre la materia orgánica del suelo (MOS) alterando directamente la productividad (Turner y Lambert, 2000). Esto resulta aún más relevante debido a que la MOS es un factor determinante de la fertilidad de los suelos, se vincula directamente con el contenido de nutrientes

y su liberación o almacenaje, tiene efectos sobre las propiedades físicas e hidrológicas del suelo y es un importante sustrato de la biología edáfica (Fisher y Binkley, 2000).

En términos de la dinámica del C en el suelo, la implantación de un cultivo forestal implica que distintos materiales vegetales con diferentes tasas de descomposición sean incorporados a la hojarasca. Este proceso puede provocar la retención de nutrientes en la superficie del suelo o un aporte mediante la liberación durante la descomposición (Goya et al., 2008). En ese sentido, Li et al. (2012) describen que las existencias de N en el suelo tienden a aumentar linealmente con la edad de la plantación pero a una tasa menor que las existencias de C, lo cual puede resultar en una limitación progresiva de N a largo plazo reduciendo la tasa de secuestro de C.

Estos flujos son dependientes de la edad, la frecuencia e intensidad de las prácticas silvícolas y de la recurrencia de los ciclos de plantación y cosecha (Fisher y Binkley, 2000). Las prácticas silvícolas pueden influir directamente en la dinámica de la biomasa de la plantación y del carbono orgánico del suelo (COS). El método de repoblación aplicado (rebrote o replantación) implica tasas iniciales de crecimiento y tratamientos de los residuos de cosecha diferenciales que impactan en la acumulación de carbono en la biomasa (Graciano et al., 2007) y también en los procesos de almacenamiento de COS (Nzila et al., 2002).

Desde una perspectiva temporal, este aspecto puede ser aún más apreciable si se mantiene la tendencia de implementar regímenes silvícola intensivos, con elevadas tasas de crecimiento y turnos de corta cada vez menores. En ese sentido, Gonçalves et al. (1997) manifiestan que el uso forestal continuo puede reducir la calidad del sitio y disminuir la productividad, principalmente en suelos arenosos, debido a la exportación de nutrientes provocada por la cosecha y por la implementación de turnos de corta menores a la rotación ecológica (Kimmins, 1974).

La interrelación entre factores descripta anteriormente implica que se registren discrepancias sobre si el efecto en el suelo es positivo, negativo o neutro a escala de rodal y de paisaje. En ese sentido, Shi et al. (2016) realizaron un metaanálisis a escala global sobre los cambios en el COS después de la plantación normalizando los datos a los primeros 20 cm de suelo. Estos autores indican que de 416 casos analizados el 60 % implica un incremento en el almacenaje de COS. Además, muestran que estas tendencias difieren según el uso de la tierra previo, la zona climática y la especie implantada. No obstante, para el caso del reemplazo de pastizales por plantaciones observan que el COS disminuye levemente pero no encuentran diferencias significativas en la tasa de cambio (Shi et al., 2016).

En contraposición, hay publicaciones que refieren mermas significativas del contenido de carbono orgánico en el suelo. Por ejemplo, Turner y Lambert (2000) determinaron un rápido descenso del COS en los primeros 10 cm de suelo luego de 12 años de establecida la plantación que luego es recuperado a los 20 años. Sin embargo, estos autores advierten que hay una severa depreciación en los

primeros 50 cm que continúa disminuyendo en dicho compartimento a lo largo del ciclo del cultivo. En el mismo sentido y para la República Oriental del Uruguay, Carrasco-Letelier et al. (2004) detectaron una disminución de las reservas de COS en plantaciones de *Eucalyptus* spp. con respecto a las praderas naturales reemplazadas y registran una pérdida neta de 16,6 Mg C/ha en los primeros 20 cm de suelos del tipo Argiudoles. También Delgado et al. (2006), mostraron una tendencia a la disminución del C orgánico en la parte superior del horizonte A en diferentes suelos con plantaciones de *Eucalyptus* spp.

En Argentina hay antecedentes de este tipo de estudios orientados a determinar los cambios en el almacenaje del COS luego de establecida la plantación en relación con el sistema sustituido. Por ejemplo, Ceballos (2011) realizó un análisis del reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamo en el Bajo Delta del río Paraná y no encontró diferencias significativas en el almacenaje de COS, aunque señala una redistribución en el COS, cambios en las limitantes nutricionales y modificaciones fisicoquímicas en los suelos. También para el reemplazo de bosque nativo por plantaciones de *Pinus* spp en el NE de la provincia de Misiones, Zaninovich (2017) reporta una disminución de COS en importantes reservorios, en particular en los primeros 5 cm de suelo, y cambios en los flujos de C producto de esta sustitución de la cobertura.

Específicamente para *Eucalyptus grandis*, García (2010) evaluó plantaciones y pastizales adyacentes en suelos del orden Vertisol de la provincia de Entre Ríos. En ese estudio no encontró diferencias significativas en el COS entre plantaciones raleadas, plantaciones jóvenes no raleadas y los pastizales reemplazados. Sin embargo, en las forestaciones no raleadas de edades intermedias o mayores advierte un descenso en el COS y un aumento en las formas de C más estables, por lo que concluye que este comportamiento está asociado a las prácticas silvícolas aplicadas.

Estos antecedentes sugieren que existe una combinación de factores que impactan diferencialmente en la capacidad de almacenaje de C orgánico: el uso de la tierra previo, la especie forestal establecida, las características edáficas donde se produce la transformación y las estrategias silvícolas implementadas en los sucesivos ciclos de cultivo (Paul et al., 2002). Ese tipo de análisis a escala de rodal es abordado en el Capítulo II de esta tesis para cuantificar la dinámica de carbono orgánico de manera integral.

Cambios de uso de la tierra en largos períodos de tiempo a escala regional

Las tasas de acumulación de COS y biomasa derivadas del análisis a nivel de rodal pueden ser amplificadas por la magnitud de los cambios de uso de la tierra a escala de paisaje. Un insumo indispensable para realizar estas evaluaciones regionales es la determinación de las coberturas a lo largo del tiempo. Tradicionalmente para la actividad forestal este análisis ha sido abordado a través de inventarios lo cual implica una gran inversión de recursos que, en buena parte, son asumidos por las administraciones estatales. Estos registros no logran captar la dinámica de la expansión de plantaciones

en períodos de tiempo prolongados con alta frecuencia de datos. Como referencia cuantitativa para los 33 años transcurridos entre 1985 y 2018, los datos documentados para la provincia de Entre Ríos corresponden al 20 % del período y para los departamentos de Corrientes sólo el 9 %.

En ese contexto, es reconocida la capacidad técnica de las imágenes satelitales para generar series de tiempo continuas con cierta periodicidad. Wulder et al. (2012) resaltan el carácter revolucionario de la utilización de la serie Landsat para el monitoreo de la Tierra. Esto está asociado a la política de acceso gratuito de imágenes, la creación de productos normalizados robustos y la generación de nuevos enfoques científicos y de aplicaciones. Además, estos autores afirman que las imágenes satelitales son un componente importante para la gestión debido a su capacidad de integrar sistemas de decisión para los responsables de la formulación de políticas.

Este tipo de análisis implica un tiempo considerable de procesamiento que está vinculado al volumen de información espectral y al tamaño del área de estudio. En ese contexto, Google Earth Engine (GEE) surge como una plataforma basada en la nube que facilita el acceso a recursos informáticos de alto rendimiento, y permiten procesar conjuntos de datos geoespaciales muy grandes (Gorelick et al., 2017). El catálogo de datos públicos de GEE es una colección curada de datos geoespaciales de uso habitual en investigación. Este repositorio incluye el archivo completo de imágenes Landsat, productos derivados del análisis de estas imágenes como “*Global Surface Water*” o “*Hansen Global Forest Change*” (Pekel et al., 2016; Hansen et al., 2013) y la aplicación de métodos de aprendizaje automático que pueden ser ejecutados a nivel de píxel, como el algoritmo de clasificación *Random forest* (Breiman, 2001). En esta plataforma se procesó el mapa global que permite cuantificar la pérdida y ganancia de cobertura forestal en el período 2000 a 2012 con una resolución espacial de 30 m pero que actualmente no discrimina plantaciones y bosque nativo (Hansen et al., 2013).

De todos modos, y con la posibilidad de obtener datos cuantitativos de cambio, estos procesos históricos de transformación tienen una expresión espacial que es producto de la interacción de factores ambientales y socioeconómicos que es necesario conceptualizar (Metzger et al., 2006). En tal sentido, Vega et al. (2009) exploran los patrones de cambio de uso de la tierra en dos períodos de tiempo para diferentes regiones y advierten que, para el mismo distrito fitogeográfico, la probabilidad de transición entre usos es significativamente diferente entre países y atribuyen al contexto humano como impulsor de estos cambios.

En el caso particular de Argentina, la expansión de plantaciones forestales estuvo mediada por diferentes instrumentos de política sectorial que aún hoy están vigentes. El aumento de la superficie forestada como decisión estratégica puede fijar su origen más concreto hace 70 años a partir de la sanción de la Ley Nacional 13.273 de 1948. El estímulo al establecimiento de plantaciones es continuo y se refleja en la Ley Nacional 21.695 (1985-1989), el régimen de promoción de plantaciones forestales (1992-1999), la Ley Nacional 25.080 (1999-2008) y su prórroga la Ley 26.432 (2009-2018). Sin embargo,

los resultados obtenidos han sido diferenciales geográficamente y para cada período histórico debido a las características propias del entramado productivo local y el contexto imperante en cada momento (Aguerre et al., 2019, Denegri et al., 2017).

Por otro lado, el marco legislativo puede funcionar potencialmente como condicionante del aumento de la superficie forestada. Por ejemplo, a partir de la sanción de la Ley Nacional 26.432 (2009), los beneficios económicos sólo se podían otorgar a aquellas provincias que tuvieran aprobado su ordenamiento territorial de los bosques nativos (OTBN) a instancias de la Ley Nacional 26.331 sancionada en 2007. Cada provincia debía elaborar sus OTBN en el término de un año pero en la mayoría de los casos lo hicieron con demora (Langbehn, 2017). La aprobación de las leyes provinciales ocurrió en el año 2010 en Corrientes y en 2014 en Entre Ríos (MAyDS, 2020). En consecuencia, para poder acceder a los aportes económicos no reintegrables para el establecimiento de plantaciones estipulados por la Ley Nacional 26.432, transcurrieron como mínimo entre 2 y 5 años. Probablemente este retraso implique una disminución de la tasa de plantación no documentada aún. A tal efecto, varias notas publicadas en medios especializados informaron esta problemática a modo de demanda en particular para la provincia de Entre Ríos (Agrofy News, 2013; APF Digital, 2013, entre otras).

Además del marco legislativo vigente en cada período, el contexto económico también interviene sobre el cambio de uso de la tierra. Por ejemplo, la tasa de cosecha de plantaciones se encuentra asociada a la demanda de madera de los consumidores locales e internacionales. En el mercado interno, el precio pagado por hectárea de monte en pie es un buen indicador de la demanda debido a que tiene una alta relación nominal y temporal con la demanda de los aserraderos (de la Peña, 2017). A su vez, el sector de la construcción también tracciona sobre la demanda de madera. En ese sentido, Ruggirello (2000) afirma que el rubro de aserraderos y la fabricación de partes y piezas de carpintería para edificios y construcciones de obra, realizan en promedio el 52,5 % de las ventas totales al sector de la construcción. Además, la producción de maderas para uso estructural y encofrados tiene una dependencia del 90 % del sector de la construcción (IERIC, 2005). En el plano internacional, Denegri et al (2005) afirman que la exportación de rollos destinados a pulpa es una demanda externa derivada del mercado celulósico y acompaña sus ciclos económicos. En ese sentido, la virtual suspensión de las exportaciones de rollizos de eucalipto durante 1993 respondió a la brusca caída de precios de las pastas en el mercado internacional, ocurrida entre el tercer trimestre de 1992 y diciembre de 1993 (SAGyP e INTA, 1995).

Esta combinación entre eventos biofísicos, instrumentos de política mediados por factores institucionales y condiciones económicas cambiantes, necesitan ser conceptualizadas y utilizadas como base de las explicaciones del cambio de uso del suelo (Lambin et al., 2001). En ese sentido, Alarcón Luque (2006) señala que muchas aproximaciones sobre los cambios de uso de la tierra no superan la visión unidimensional hacia los factores biofísicos y que se ha prestado menor atención a procesos de

índole económico-social como relaciones causales de la evolución del territorio. Esta idea fue explorada por Duarte-Guardia et al. (2020) a través de un metaanálisis del impacto en el COS del cambio de uso de la tierra. En esa publicación afirman que variables socioeconómicas como la densidad poblacional, los índices de gobernanza, de influencia humana y el acceso a mercados son importantes predictores de las alteraciones en el COS y mejoran la precisión de los modelos cuando se usan combinadas con variables biofísicas.

Para abordar los aspectos detallados precedentemente, en el Capítulo III se cuantifican los cambios de uso de la tierra en el período de estudio y se los asocia con dos factores: la legislación de promoción de plantaciones vigente y los indicadores de la demanda del mercado interno y externo.

Modelización del almacenaje de carbono a escala regional

El impacto en la dinámica de C en los sistemas naturales, producto de la expansión de la superficie forestal y los cambios en el almacenaje en los diferentes reservorios de suelo y biomasa, pueden ser significativos a escala regional y es necesario incluirlos en los sistemas nacionales de contabilidad de C (Paul et al., 2002). Como referencia de la importancia relativa de esto, en la Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, se contabiliza que las emisiones de gases de efecto invernadero del sector Cambio de uso del suelo y Silvicultura corresponden a 21 % del total (SAyDS, 2015a). En tal sentido, Li et al. (2012) afirman que es útil determinar los patrones generales y los principales factores de control de la acumulación de C en el suelo a fin de brindar apoyo a la formulación de políticas en relación con el secuestro de C mediante la forestación.

Para abordar el análisis de las existencias y flujos de carbono, Masera et al. (2003) afirman que existen varios modelos, desde aquellos ecofisiológicos muy detallados hasta modelos descriptivos empíricos muy generales, que no han sido difundidos o aceptados apropiadamente. En ese contexto, estos autores proponen el modelo de simulación CO2Fix como alternativa para calcular los cambios de C de suelo y la biomasa a lo largo del tiempo.

El modelo CO2Fix utiliza datos de entrada como el incremento corriente anual de la biomasa a partir del cual se calculan las tasas de crecimiento del follaje, las ramas y las raíces utilizando coeficientes de asignación dependientes del tiempo (Masera et al. 2003, Schelhaas et al., 2004). Para calcular los flujos y existencias de C en el suelo adopta el modelo Yasso descrito por Liski et al. (2005), el cual requiere la temperatura media anual, la precipitación y los valores de evapotranspiración potencial. Las características de los parámetros de entrada, la facilidad de uso y el acceso público de esta herramienta son atributos reconocidos en los casos de aplicación (Masera et al., 2003). Por ejemplo, Kaul et al. (2010) desarrollaron un análisis de diferentes de escenarios de turnos de cosecha, prácticas silvícolas y productos obtenidos para cuatro especies con resultados que permiten identificar la combinación

adecuada para maximizar el secuestro de C. También ha sido utilizado para describir diferentes estrategias de manejo posible en bosque de pino y encino en México, resaltando la posibilidad de planificación y los beneficios económicos potenciales de cuantificar el valor adicional de C secuestrado en cada alternativa (Álvarez y Rubio, 2013).

El modelo CO2Fix, parametrizado en combinación con datos de inventario nacionales, se utilizó para estimar el potencial de secuestro de carbono en plantaciones de eucalipto en la República Oriental del Uruguay en escenarios de diferentes turnos de cosecha (Juntheikki, 2014). Los resultados obtenidos indican que estas plantaciones potencialmente secuestran 65 millones de Mg de C en 707.674 ha y que esta capacidad aumenta a turnos más largos. Como referencia local, el Inventario de gases de efecto invernadero de la República Argentina de 2012 reporta que las plantaciones de eucalipto secuestran 1,455 millones de toneladas de C (SAyDS, 2015b). Este valor surge de la superficie forestada estimada en 2012, el incremento anual de materia seca para este género y región climática y el factor de proporción de C en la materia seca. En este aspecto, un enfoque que implique la cuantificación del cambio de la superficie forestada de largo plazo y datos modelados de C podría proveer estimaciones anuales razonables para describir la dinámica del C en suelo y biomasa. Este tipo de análisis se desarrolla en el Capítulo IV integrando los resultados de los capítulos 2 y 3.

Caracterización del área de estudio

Este trabajo de tesis se ubicó en el sureste de la provincia de Corrientes y el este de la provincia de Entre Ríos en la República Argentina. Particularmente se incluyeron en el análisis los departamentos de Paso de los Libres y Monte Caseros en Corrientes y Federación, Concordia, Colón, Uruguay y Galeguaychú en Entre Ríos (Figura 1.1).

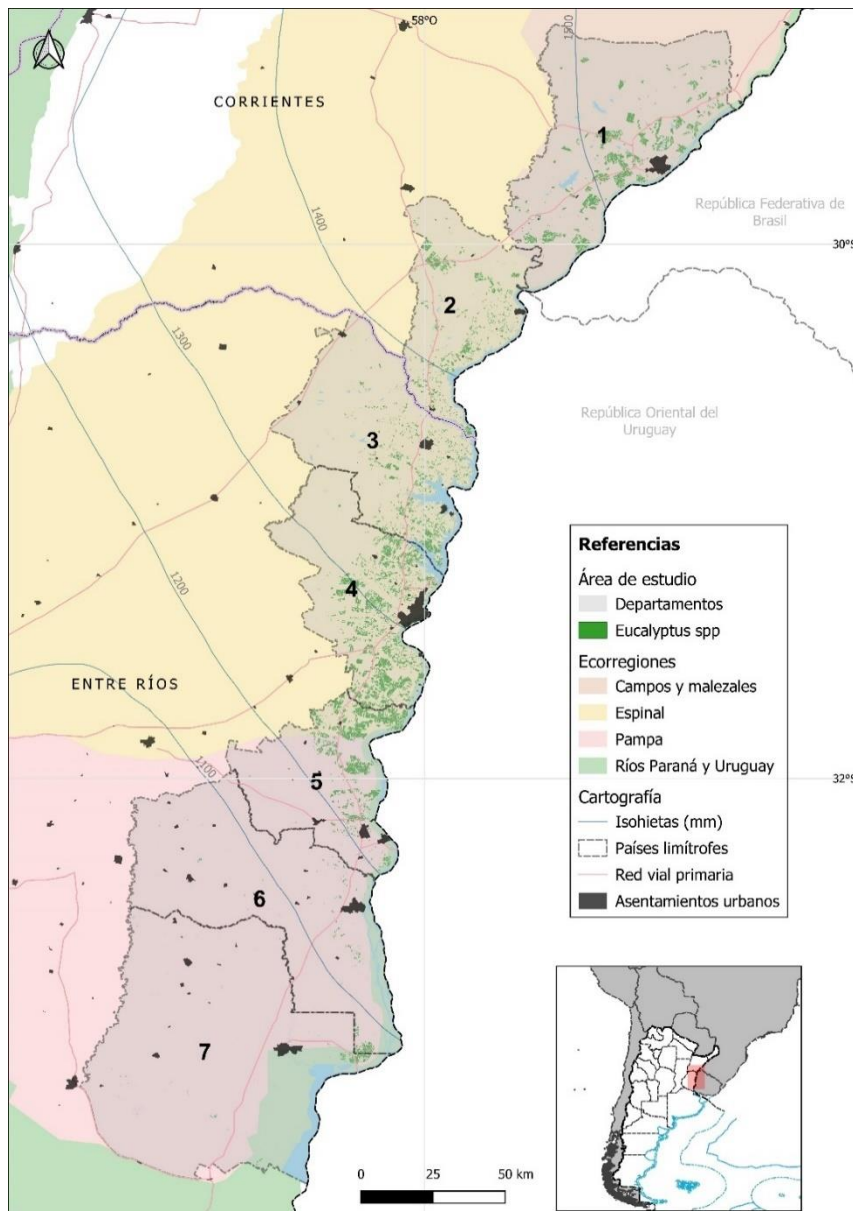


Figura 1.1. Área de estudio detallando los departamentos de las provincias de Entre Ríos y Corrientes involucrados.

Referencias: 1: Paso de los Libres y 2: Monte Caseros en Corrientes, 3: Federación, 4: Concordia, 5: Colón, 6: Uruguay y 7: Gualaguaychú en Entre Ríos.

Esta área geográfica de 30.087 km² concentra una gran proporción de las plantaciones de *Eucalyptus* spp del país con 155.223 ha, siendo *Eucalyptus grandis* la especie más representativa (Elizondo, 2015; SDFI y LISEA, 2017). En el último relevamiento censal del sector de primera transformación se estima que existen 202 aserraderos concentrados principalmente en los departamentos de Federación y Concordia. Adicionalmente, existen dos grandes empresas dedicadas a la producción de tableros y parte de la producción primaria abastece a industrias celulósicas de otras provincias (DNDFI, 2017, 2018; Mastrandrea y Vergara, 2010). Estas características, acompañadas por la consolidación territorial histórica de la actividad ubican a los departamentos del área de estudio como el principal núcleo forestal de eucalipto del país (Gorzycki, 2019; de la Peña, 2017; Piattoni, 2010).

Según los registros climáticos publicados por la EEA Concordia del INTA la región se define como de clima templado cálido (subtropical) sin estación seca, con una temperatura media anual de 18,7 °C. La precipitación media anual es de 1372,9 mm con un gradiente de precipitación de norte a sur desde los 1600 mm a 1100 mm anuales. Las heladas son frecuentes en la región durante el invierno, con un período libre de heladas de 10 meses, y se observa una leve tendencia creciente del número de días con temperaturas inferiores a 0 °C (Ramos et al., 2018). Este último aspecto es relevante debido a la susceptibilidad de *Eucalyptus grandis* a este fenómeno meteorológico principalmente en edades tempranas (de la Peña et al., 2012).

En términos de unidades de vegetación el área de estudio comprende cuatro ecorregiones distribuidas de norte a sur de la siguiente manera: Campos y Malezales, Espinal, Pampa y Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay (Morello et al., 2012). En la ecorregión de Campos y Malezas se encuentra representada la Subregión de los Malezales con dos complejos ecosistémicos. El más extenso es el Complejo Malezales de Iby-bai, ubicado en casi la totalidad del departamento de Paso de los Libres, donde predomina el malezal de paja colorada y un mosaico formado por parches de malezal de paja colorada y de pastos corto. En el extremo SE de Paso de Los Libres en la franja costera del río Uruguay, se encuentra el Complejo Terrazas del Río Uruguay, caracterizado por las estepas y pastizales de paja colorada y paja amarilla (Morello et al., 2012).

En la Ecorregión de Espinal se encuentra la Subregión Cuenca del Paraná con Ñandubay con tres complejos característicos. El Complejo Cuchillas Mesopotámicas, ubicado en Monte Caseros y el NO de Federación, caracterizado por un bosque abierto de un sólo estrato arbóreo, con algunos ejemplares aislados de hasta 12 m de altura, un estrato arbustivo y uno herbáceo. El Complejo Terrazas y Valles de Inundación, ubicado en el E de Concordia y NE de Colón, distinguido por los suelos Entisoles arenosos y profundos de las terrazas del río Uruguay y otros ríos los cuales son aptos para el desarrollo de plantaciones forestales y de cítricos. En menor medida, se encuentra representado el extremo oriental del Complejo Pampas Llanas Húmedas, en los bordes de los bordes de Concordia y Colón, caracterizado por una fisonomía de parque o sabana arbolada, con árboles aislados o en isletas dispersas dentro de una matriz de pastizal (Morello et al., 2012).

En el centro-sur de Entre Ríos se encuentra la Ecorregión de Pampa y particularmente al Complejo de Pampa Mesopotámica de la subregión de la Pampa Húmeda. El paisaje original es de pastizales y praderas, alternando con arbustales y disecionados por los bosques de galería de los ríos y arroyos principales donde la cubierta natural ha sido reemplazada por agricultura y ganadería (Morello et al., 2012). En el extremo sur y de forma parcial, se encuentra presente la ecorregión de Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay, en particular el Complejo Costas e Islas del río Uruguay de la Subregión Río Uruguay, con vegetación característica es la selva de galería y vegetación higrófila.

Históricamente, la vegetación natural ha sido transformada por actividades productivas como la agricultura, la ganadería y las plantaciones forestales. En particular la producción forestal de eucalipto es una de las actividades dominantes en la región, y está definida espacialmente por las plantaciones a lo largo de la costa del río Uruguay y las industrias transformadoras a la vera de la ruta nacional 14. En ese contexto del paisaje se detallan los aspectos más sobresalientes sobre esta actividad forestal.

Silvicultura y producción de Eucalyptus spp

La especie más frecuente en las plantaciones forestales comerciales es *Eucalyptus grandis* y en menor medida *E. dunni*, *Pinus elliottii*, *P. taeda* y *E. globulus* (Brizuela et al., 2004; SAGyP e INTA, 1995). Estas plantaciones se extienden en una franja paralela a la costa del río Uruguay de 20 km sobre suelos arenosos bien drenados, aunque con bajos contenidos de materia orgánica y nutrientes, los cuales son considerados como muy aptos para eucalipto (Dalla Tea y Marcó, 1996; Golfari, 1985).

Según el “Manual de productores de eucalipto de la Mesopotamia argentina”, bibliografía de referencia local y regional sobre el cultivo de esta especie, las características edáficas en donde se cultiva *E. grandis* tienen variaciones regionales que impactan en el incremento medio anual (IMA). Los máximos IMA se encuentran en los suelos arenosos pardos profundos con valores de 50 m³/ha.año (SAGyP e INTA, 1995). Estos suelos corresponden a los órdenes Inceptisol y Molisol y localmente son llamados "mestizos". El IMA se reduce a valores entre 26 y 33 m³/ha.año si las plantaciones se establecen en suelos arenosos rojizos profundos (Entisol) o arcillosos (Vertisol).

Los suelos mestizos tienen mayor fertilidad y retención de humedad que los suelos arenosos profundos y presentan diferentes limitaciones en la productividad (SAGyP e INTA, 1995). Los suelos mestizos presentan una capa arcillosa característica que puede reducir el rendimiento de manera significativa a determinada profundidad. En cambio, en los suelos arenosos muy profundos la restricción está relacionada con una menor retención de humedad, que inclusive puede provocar sequías estacionales, y la baja fertilidad química (SAGyP e INTA, 1995). Para el caso de los suelos del SE de Corrientes y el centro-norte de Entre Ríos, la combinación de lluvias estacionales, topografía plana y escaso drenaje puede provocar un ascenso del nivel freático e inundaciones periódicas, generando un sistema radicular superficial que limita la productividad de *E. grandis* (SAGyP e INTA, 1995).

La silvicultura aplicada en el cultivo de eucalipto es tradicional en la región y ha tenido ligeras modificaciones a lo largo del tiempo. La preparación de sitio incluye el barbecho mecánico y químico como práctica habitual previa al establecimiento con el objetivo de contribuir al control de plagas y plantas competidoras, mejorar la disponibilidad inicial de nutrientes y favorecer la acumulación de agua (Larocca et al., 2004).

La textura del suelo condiciona la intensidad de las labores de preparación de sitio previa a la plantación. En suelos arcillosos que no tienen problemas de encharcamiento, el subsolado profundo mejora el crecimiento favoreciendo la aireación y la permeabilidad del agua, aunque requiere maquinarias de gran potencia (Larocca et al., 2004). En cambio, en los suelos más bajos con exceso de humedad es frecuente la conformación de camellones. Estas formaciones, también denominadas “taipas”, permiten aumentar el volumen de suelo explorado por las raíces. Para el caso de suelos muy arenosos y de pobre estructura, la preparación puede consistir solo en el cultivo manual con herbicida alrededor de la planta (SAGyP e INTA, 1995). Tradicionalmente el laboreo se realizaba en toda el área de plantación, sin embargo, en los últimos años es cada vez más frecuente la preparación del terreno en la banda de plantación ante la necesidad de reducir costos y disminuir la erosión (Larocca et al., 2004).

El uso del fuego y la quema de pastizales era una práctica recomendada en el manual citado precedentemente como tarea previa a la preparación mecánica del suelo. El objetivo de esta tarea es reducir el tiempo de barbecho, controlar malezas e incorporar nutrientes mejorando la fertilidad de corto plazo (SAGyP e INTA, 1995). Durante la ejecución del presente estudio, no se pudo determinar con veracidad si es una práctica que continúa en la actualidad y si los pastizales fueron o no quemados antes del establecimiento de la plantación.

El establecimiento de la plantación se realiza en primavera, para evitar las heladas y fríos intensos del período invernal, con una densidad inicial de 800 a 1000 árboles/ha y hasta 1600 árboles/ha (Larocca et al., 2004). Como material de plantación se utilizan plantines de semillas de huertos semilleros locales de procedencia sudafricana (de la Peña, 2017). La incidencia de heladas tempranas, tardías o con ocurrencia luego de períodos de altas temperaturas, ha motivado la ejecución de planes de mejoramiento específicos, cuyo objetivo es buscar especies que presenten menores grados de afectación a partir de cruzamientos interespecíficos y clones de eucalipto (Bunse, 2012). En ese contexto, en los últimos años se empezó a plantar material clonal de *E. grandis* e híbridos entre *E. grandis*, *E. globulus*, *E. camaldulensis* y *E. dunni*.

En cuanto a los tratamientos silvícolas intermedios, la fertilización de arranque es una práctica habitual durante el establecimiento, en particular en los suelos arenosos, y pretende acelerar el crecimiento inicial de la planta y reducir el control de las malezas (SAGyP e INTA, 1995). Las prácticas de poda y raleo son cada vez más utilizadas debido a los incentivos económicos previstos desde la sanción de la Ley Nacional 25.080 (1999) y también porque permitirían mejorar la rentabilidad de los productos finales. Las plantaciones raleadas producen árboles de mejor forma y calidad, en cambio las no raleadas, tienden a mostrar un mayor volumen final distribuido en árboles de menor diámetro (Larocca et al., 2004). De todas formas, esta mejora en la calidad de los fustes asociada a estas prácticas silvícolas no es valorada adecuadamente en el mercado (Mastrandrea et al., 2016).

El sistema silvícola tradicional ha sido la tala rasa y el manejo de uno a tres ciclos de rebrote o la replantación luego de la cosecha, con un turno de 8 a 13 años. La selección de uno u otro método de repoblación implica estrategias silvícolas diferenciales. En los rodales de segunda rotación manejados a partir de la conducción del rebrote, se maximiza la cantidad de cepas vivas luego de la cosecha. Cuando se observa una baja productividad del rebrote, debido a un alto porcentaje de fallas originales o de mortalidad de cepas, se realiza la replantación. Esta práctica implica el reemplazo de la plantación original por plantaciones de mejor calidad y mayor productividad potencial, y también es una oportunidad para la innovación con materiales genéticos mejorados (SAGyP e INTA, 1995). El método de repoblación también condiciona el tratamiento de los residuos de cosecha y, en el caso de las replantaciones, se realizan quemas controladas para reducir o eliminar los restos de la tala rasa (SAGyP e INTA, 1995). Estas prácticas pueden tener un efecto negativo en los nutrientes del suelo y afectar la productividad de estas plantaciones a mediano plazo (Goya et al., 2008; Lupi et al., 2017), en especial, si durante las quemas se alcanzan altas temperaturas (Hepper et al., 2018) o se realizan en suelos de textura arenosa (Dalla Tea, 1997).

Por otro lado, desde el punto de vista de la cadena de transformación primaria y secundaria, el destino principal de producción es hacia las industrias de aserrado y de triturado (Larocca et al., 2004). En la región se ha desarrollado un polo foresto industrial conformado fundamentalmente por pequeños y medianos productores e industrias pymes, cuyo centro se encuentra en las ciudades de Concordia y Federación (Mastrandrea y Vergara, 2010). En términos de cuenca forestal, a este complejo industrial de la provincia de Entre Ríos es necesario anexar las plantaciones del SE de Corrientes para integrar el consumo de unos 200 aserraderos establecidos en la zona (Piattoni, 2010). Además, la industria del aserrado abastece al mercado de la construcción civil y el embalaje de las provincias de Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba (Mastrandrea y Vergara, 2010). En la provincia de Entre Ríos también existen dos industrias que requieren un gran consumo de residuos de madera. Se trata de la planta de tableros MDF y aglomerados ubicada en la ciudad de Concordia (ex MASISA) y la planta de tableros aglomerados ubicada en la ciudad de Concepción del Uruguay (SADEPAN). Estas empresas utilizan como materia prima subproductos de los aserraderos como viruta, aserrín y costaneros y, eventualmente, también emplean rollizos (Mastrandrea y Vergara, 2010). Además, parte de la producción forestal primaria se destina a otras regiones como la planta celulósica ubicada en Capitán Bermúdez (Santa Fe) y la planta de tableros de partículas de Zárate en la provincia de Buenos Aires (Piattoni, 2010).

El entramado productivo regional, compuesto por una importante superficie forestada alentada por instrumentos de políticas de promoción e industrias de transformación primaria y secundaria consolidadas, configura al área de estudio como una de las principales cuencas forestales del país con una dinámica histórica representativa del sector forestal nacional.

Producción agropecuaria en los pastizales

Se identifican dos grandes regiones en el área de estudio: la zona citrícola-forestal del SE de Corrientes y NE de la provincia de Entre Ríos y la zona ganadera-agrícola del SE de Entre Ríos. La primera región está caracterizada por sistemas de producción predominantes como el citrícola y forestal y en menor proporción el sistema ganadero mixto, en cambio, en la siguiente región predomina la ganadería de cría-recría e internada, es el área arrocerá tradicional y también de cría de pollos parrilleros y producción lechera (SAGPyA, 1996).

Más específicamente y desde el punto de vista productivo es posible identificar Zonas Agroeconómicas Homogéneas (ZAH). Estas zonas se definen por la interacción de factores ecológicos, económicos, sociales, estructurales y tecnológicos. Estas interacciones y sus distintos niveles de intensidad caracterizan los espacios geográficos determinando zonas agroeconómicas homogéneas, y están definidas por los límites políticos de un grupo de departamentos en cada provincia (Acosta et al., 2009).

En la provincia de Corrientes se definen dos ZAH: la ZAH V, señalada como un área ganadera y arrocerá del centro-este, de gran superficie y que incluye el departamento de Paso de los Libres; y la ZAH VI, correspondiente al departamento Monte Caseros y denominada zona citrícola del Uruguay. Ambos departamentos constituyen la cuenca de forestación SE de la provincia.

Las ZAH V y VI están caracterizadas por un monte de ñandubay, y algo de algarrobo, con praderas arboladas y pastizales con gramíneas invernales. Las especies leñosas más frecuentes son ñandubay (*Prosopis affinis*), algarrobo (*Prosopis nigra*), guaraniña (*Bromelia obtusifolia*) y aromitos (*Acacia* sp.), el estrato herbáceo es el dominante y está cubierto con el *Paspalum* sp. y *Axonopus* sp. y praderas higrófilas de gramíneas y *Eleocharis*. En las terrazas del Uruguay en las zonas más altas la vegetación es una pseudoestepa de *Elyonurus* y *Aristida pallens* (Acosta et al., 2009).

En la ZAH V la ganadería se desarrolla sobre muy buenos tapices naturales de gramíneas de porte bajo y medio, alternando con bosques de ñandubay y algarrobo conformando sabanas y praderas arboladas, sin embargo esta zona se caracteriza por los montes implantados. En cambio, en la ZAH VI la mayoría de las áreas cultivadas están destinada a la citricultura, en particular naranjas, le sigue la actividad forestal y luego la ganadería que representa cerca del 4 % y el 8 % de la existencias bovinas y ovinas provinciales, respectivamente (Acosta et al., 2009).

En la provincia de Entre Ríos se definen tres ZAH: ZAH Concordia, la cual incluye los departamentos de Federación y Concordia, la ZAH Colón, correspondiente a dicho departamento y la ZAH Concepción del Uruguay, que incluye los departamentos de Uruguay y Gualeguaychú. Estas zonas comparten una gran proporción del territorio con plantaciones forestales, actividad citrícola y

concentran entre el 31 % y el 27 % de las existencias ganaderas bovinas y ovinas provinciales, respectivamente (Engler et al., 2008).

La ZAH Concordia se caracteriza por el monte semixerófilo que cubre el noroeste de Entre Ríos, donde las especies dominantes son *Prosopis nigra* (ñandubay) y *Acacia caven* (espinillo). El tapiz herbáceo está compuesto por especies de poco valor forrajero. El monte semixerófilo se diluye gradualmente hacia el E en número de especies y densidad para dar lugar a la aparición de praderas gramíneas que forman parte de la Provincia Pampeana, Distrito Uruguayense. La zona está típicamente dedicada a la producción cítrico-forestal, la hortícola y la ganadería, por lo que la flora natural está sumamente alterada (Engler et al., 2008).

En el este de la ZAH Colón, se distinguen praderas de porte medio y pastos en matas, con abundantes leguminosas y especies tiernas aptas para ganado de cría con algo de invernada. En el sector NO se observa una zona de vegetación de transición entre los depósitos aluviales del Río Uruguay y la zona de tierras altas y planas con drenaje deficiente, ubicadas más al oeste. La topografía algo ondulada sustenta praderas de porte medio formadas por comunidades secundarias, aptas para el ganado de cría y ovinos (Engler et al., 2008).

Para el caso de la ZAH Concepción del Uruguay, la mayor parte de la zona está incluida en la Provincia Pampeana, que por ser una región dedicada desde hace años a la agricultura y a la ganadería está sumamente alterada, y es poco lo que queda de la vegetación prístina. Se caracteriza por la abundancia de gramíneas subtropicales de los géneros *Paspalum*, *Axonopus*, *Digitaria*, *Schizachyrium*, *Bothriocloa*, entre otros. La comunidad clímax es la pradera de “flechillas”, constituyendo un tapiz continuo o casi continuo de gramíneas tiernas. Las especies dominantes son *Stipa neesiana*, *Poa lanigera*, *Eragrostis*, entre otras (Engler et al., 2008).

Estos antecedentes indican que el área de estudio mantiene hace décadas un proceso de antropización continuo que transforma el paisaje productivo regional y ha alterado las condiciones naturales originales. Una de las principales alteraciones proviene de la ganadería extensiva sobre pastizales, la cual ocupa una extensión difusa del territorio en contraposición con las actividades más intensivas como la citricultura y la agricultura. La ganadería extensiva es el uso predominantemente de estos pastizales y, en términos productivos, es el uso que precede al reemplazo de pastizales por plantaciones forestales.

Hipótesis y objetivos

Los antecedentes descriptos precedentemente confluyen en la necesidad de evaluar el efecto en la dinámica del C del reemplazo de pastizales por plantaciones de eucalipto, interpretar la dimensión espacial de esta transformación del paisaje en diferentes contextos legislativos y de mercado; para

finalmente integrar esta información con datos modelados para contribuir mejorar las estimaciones actuales de almacenaje de C en el suelo.

Para abordar la dinámica del C a escala de rodal en el reemplazo de pastizales por plantaciones en el **Capítulo II** se definieron las siguientes hipótesis y objetivos:

- **Hipótesis 1:** Las prácticas silvícolas de establecimiento y cosecha de los rodales de *E. grandis*, provoca una disminución de los almacenajes de COS con respecto a los pastizales que reemplazan. Por lo tanto, el almacenaje de COS declinará al aumentar el número de rotaciones, será menor en rodales replantados que en rebrotes y este efecto será más acentuado en suelos arenosos.
 - **Objetivo 1.1:** Determinar los almacenajes de COS en rodales de *E. grandis* establecidos en diferentes clases de textura de suelo, métodos de repoblación, rotaciones y edades y compararlos con datos de COS de pastizales adyacentes.
 - **Objetivo 1.2:** Generar un modelo lineal múltiple que describa la dinámica de COS en función de las variables explicativas textura, método de repoblación, rotaciones y edad.
- **Hipótesis 2:** La biomasa media de los rodales de *E. grandis* durante el ciclo de crecimiento es mayor que la biomasa media de los pastizales, por lo tanto, el sistema suelo + biomasa de *E. grandis* presenta un mayor almacenaje de C que los pastizales adyacentes, superando la pérdida de COS ocurrida durante el reemplazo.
 - **Objetivo 2.1:** Determinar la biomasa de rodales de *E. grandis* y de pastizales, integrar esos valores con el COS muestreado a campo y calcular las diferencias entre ambos sistemas.
- **Hipótesis 3:** La tasa de acumulación de la biomasa en los rodales de *E. grandis* disminuye al aumentar el número de rotaciones debido a la pérdida de COS y este efecto es más acentuado en plantaciones establecidas en suelos arenosos.
 - **Objetivo 3.1:** Determinar la tasa de acumulación de la biomasa de rodales de *E. grandis* según diferentes clases de textura de suelo, métodos de repoblación y rotaciones.

Para abordar la expresión espacial del proceso de transformación del paisaje en el **Capítulo III** se pusieron a prueba las siguientes hipótesis:

- **Hipótesis 4:** El principal cambio de uso de la tierra en el período 1985-2018 es el reemplazo de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus grandis* y este proceso está concentrado espacialmente en suelos arenosos.

- **Objetivo 4.1:** Cuantificar espacial y temporalmente los cambios de uso de la tierra a partir de la clasificación de imágenes satelitales.
- **Hipótesis 5:** Los procesos de expansión o retracción de la superficie forestada son determinados por la legislación nacional que promueve o restringe el establecimiento de plantaciones.
 - **Objetivo 5.1:** Analizar la magnitud de cambio de las tasas anuales de forestación y la superficie forestada total resultante durante la vigencia de diferentes regímenes de promoción en el período de estudio.
- **Hipótesis 6:** La tasa anual de cosecha aumenta o disminuye en función de la evolución de indicadores económicos del mercado interno y externo.
 - **Objetivo 6.1:** Correlacionar la serie de tiempo de tasas anuales de cosecha calculadas con el precio de la madera en pie y el índice de la construcción, como referencia del mercado interno, y con el precio internacional de la celulosa y el volumen de exportaciones de rollizos para el mercado externo.

Finalmente, a través de la integración de los resultados obtenidos en el Capítulo II y 3 en un modelo conceptual regional, en el **Capítulo IV** se postula la siguiente hipótesis:

- **Hipótesis 7:** El proceso de reemplazo de pastizales por plantaciones de *E. grandis* produjo un aumento del almacenaje de C en suelo y biomasa en el período 1985-2018.
 - **Objetivo 7.1:** Cuantificar el almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de *E. grandis* a partir de referencias bibliográficas, la estimación de parámetros estructurales del rodal y datos modelados con CO2Fix.

Finalmente, en el Capítulo V se presentan los principales aportes al conocimiento desarrollados en esta tesis y propuestas de nuevas investigaciones.

Estructura de la tesis

En el presente capítulo se realiza una revisión de los antecedentes más destacados sobre la dinámica del C en el suelo luego del reemplazo de pastizales por plantaciones forestales, los cambios de uso de la tierra y el marco normativo vigente en cada momento histórico y las posibilidades de integración en un modelo conceptual regional. Además, se presenta las características edafoclimáticas y de las ecorregiones presentes y se desarrolla brevemente las características principales del sector foresto-industrial en el área de estudio.

En el Capítulo II se formaliza este tipo de análisis integral a escala de rodal y se determina la variación cuantitativa de la concentración y contenido del COS a partir de mediciones a campo de una

cronosecuencia de plantaciones de *E. grandis* y situaciones de referencia de pastizal. Luego se describe la dinámica del C a nivel de rodal asociada a la textura de suelo, los métodos de repoblación, la edad y el número de ciclos de cosecha previos. Estos factores asociados contribuyen a explicar el proceso de incorporación y descomposición del COS ante un incremento del C en la biomasa producto del crecimiento de la plantación.

En el Capítulo III se utilizan clasificaciones supervisadas de imágenes satelitales de la serie Landsat para obtener la superficie forestada y cosechada anualmente de *Eucalyptus* spp. durante el período 1985-2018. Se emplea una metodología consistente a lo largo del tiempo que permite observar tendencias principales de cambio y la congruencia con datos de rodales conocidos y registros históricos. Las tasas de forestación se asocian con las leyes de promoción forestal vigentes y las tasas de cosecha con indicadores de la demanda del mercado interno y externo.

En el Capítulo IV, y como corolario de los resultados obtenidos en los capítulos previos, se integran los datos a nivel de rodal con los cambios de uso de la tierra a escala regional. Para obtener el contenido de C para cada edad, suelo y rotación se parametriza el modelo de simulación CO2Fix. La superficie forestada es el otro parámetro de entrada para describir tendencias de acumulación de C identificando la magnitud de la incertidumbre en la estimación. Este enfoque es inédito en la región y se presenta como una alternativa superadora para realizar estimaciones de las existencias de carbono orgánico en suelo y biomasa de plantaciones de largo plazo.

En el Capítulo V se sintetizan los principales aportes al conocimiento de este trabajo de tesis, las implicancias prácticas de estos resultados y las propuestas de nuevas investigaciones relacionadas con el objeto de estudio. Por último, se reseñan las publicaciones derivadas de los resultados obtenidos.

A continuación, se presenta un esquema conceptual del núcleo central del desarrollo de esta tesis.

Esquema conceptual del desarrollo de la tesis

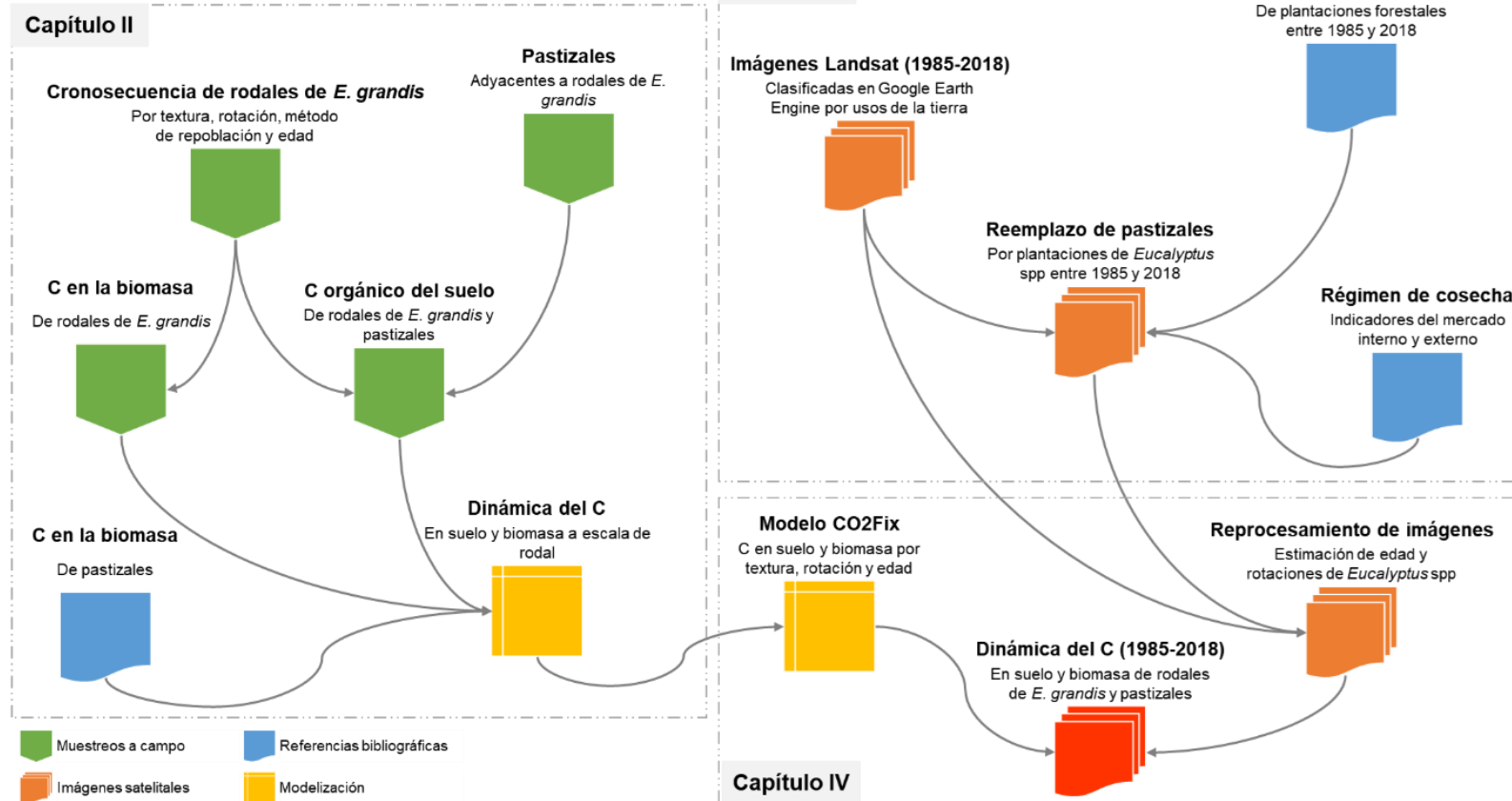


Figura 1.2. Esquema conceptual del núcleo central de esta tesis.

Bibliografía

- Acosta, F., Giménez, L., Richieri, C., Calvi, M. (2009). Zonas Agroeconómicas Homogéneas. Corrientes. Descripción ambiental, socioeconómica y productiva. <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-zonas-agroeconomicas-homogeneas-corrientes.pdf>
- Agrofy News. (1 de junio de 2013). Un árbol que tapa el bosque. <https://news.agrofy.com.ar/noticia/127579/un-arbol-que-tapa-el-bosque>
- Aguerre, M., Denegri, G. y Acciaresi, G. (2019). Políticas de promoción sectorial en Argentina: el caso de las plantaciones forestales y la conformación del sector forestoindustrial. *Revista Perspectivas de Políticas Públicas*, 8(16), 329-363. <https://doi.org/10.18294/rppp.2019.2351>
- Alarcón Luque, J. (2006). Factores, predicción e implicaciones en la asignación de usos del suelo: revisión y reflexiones. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, (32), 147-160. <https://doi.org/10.18172/cig.1184>
- Álvarez, S. y Rubio, A. (2013) Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México). Aplicación del modelo CO2FIX v.3.2. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, XIX(1), 125-137. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.01.005>
- APF Digital. (22 de septiembre de 2013). Entre Ríos: forestales pedirán una audiencia a Urribarri por la Ley de Bosques. <https://www.argentinaforestal.com/2013/09/22/entre-rios-solicitaran-audiencia-con-el-gobernador-por-una-adecuacion-de-la-ley-de-bosques/>
- Baldi, G., Noretto, M.D. y Jobbágy, E.G. (2008). El efecto de las plantaciones forestales sobre el funcionamiento de los ecosistemas sudamericanos. *Ambiência*, 4(Edição Especial 2008) 23-34. <https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/270/358>
- Berthrong S.T., Piñeiro G., Jobbágy E.G y Jackson, R.B. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, 22(1), 76–86. <https://doi.org/10.1890/10-2210.1>
- Brizuela, A.B., Milera, S. y Mestres, J. (2004). Plantaciones de Eucaliptos y Pinos en los departamentos del este de Entre Ríos. *INSUGEO, Miscelánea* 12, 153-160.
- Bunse, G. (2012) Las heladas en el plan de mejoramiento genético de los eucaliptos del CIEF. XXVI Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, octubre de 2012.
- Carrasco-Letelier, L., Eguren, G., Castiñeira, C, Parra, O. y Panario, D. (2004) Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus* sp. at the northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution*, 127(1), 49-55. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00258-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00258-6)

- Ceballos, D.S. (2011). *El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del río Paraná: cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y el ecosistema*. [Tesis de Maestría, Universidad de Buenos Aires]
<https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/7135>
- Céspedes-Payret, C.; Piñeiro, G.; Gutiérrez, O.; Panario, D. (2012). Land use change in a temperate grassland soil: Afforestation effects on chemical properties and their ecological and mineralogical implications. *Science of The Total Environment*, 438, 549–557.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.075>
- Dalla Tea, F. (1997). Replantación de *Eucalyptus grandis*: efectos de la quema de residuos y fertilización en suelos arenosos del noreste de Entre Ríos. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 102(1), 23-31. <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/881/635>
- de la Peña, C. (2017). “Entre jangadas, naranjas y eucaliptos”. *Trayectoria y dinámica socio-técnica de la actividad forestal en el noreste de Entre Ríos, desde los inicios hasta comienzos del siglo XXI*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de La Plata] <https://doi.org/10.35537/10915/61776>
- de la Peña, C., Ramos, S. y Flores Palenzona, M. (2012). Las heladas del 7, 8 y 9 de Junio en la costa del río Uruguay y sus efectos sobre las plantaciones de eucalipto. Recuperado de:
https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_informe_inicial_y_actualizacin_daos_heladas_juni.pdf
- Denegri, G, Acciaresi, G y Aguerre, M. (2017). Políticas públicas de promoción de plantaciones forestales comerciales: los casos del Valle de Calamuchita (Córdoba) y de la región de Virasoro (Corrientes). *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 116(1), 75-88.
<http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/558/803>
- Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (DNDFI). (2017). *Censo nacional de aserraderos 2015. Informe del relevamiento censal en la provincia de Entre Ríos - Región Mesopotámica*. Ministerio de Agroindustria de la Nación.
[https://magyp.gob.ar/sitio/areas/ss_desarrollo_foresto_industrial/censos_inventario/archivos/censo//000000_Provincia%20de%20Entre%20R%C3%ADos%20\(Diciembre%202017\).pdf](https://magyp.gob.ar/sitio/areas/ss_desarrollo_foresto_industrial/censos_inventario/archivos/censo//000000_Provincia%20de%20Entre%20R%C3%ADos%20(Diciembre%202017).pdf)
- Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (DNDFI). (2018). *Censo nacional de aserraderos 2015. Informe del relevamiento censal en la provincia de Corrientes*. Ministerio de Agroindustria de la Nación.
[https://magyp.gob.ar/sitio/areas/ss_desarrollo_foresto_industrial/censos_inventario/archivos/censo//000000_Provincia%20de%20Corrientes%20\(Enero%202018\).pdf](https://magyp.gob.ar/sitio/areas/ss_desarrollo_foresto_industrial/censos_inventario/archivos/censo//000000_Provincia%20de%20Corrientes%20(Enero%202018).pdf)

- Duarte-Guardia, S., Peri, P., Amelung, W., Thomas, E., Borchard, N., Baldi, G., Cowie, A., Ladd, B. (2020). Biophysical and socioeconomic factors influencing soil carbon stocks: a global assessment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 25, 1129-1148. <https://doi.org/10.1007/s11027-020-09926-1>
- Elizondo, M. H. (2015). Actualización del inventario de plantaciones forestales de la provincia de Corrientes. Consejo Federal de Inversiones - Provincia de Corrientes. Informe final.
- Engler, P., Rodríguez, M., Cancio, R., Handloser, M. y Ver, L.M. (2008). Zonas Agroeconómicas Homogéneas de Entre Ríos. Descripción ambiental, socioeconómica y productiva. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. INTA. ISSN 1851-6955. Nro. 6. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_zonas_agroekonmicas_homogneas_entre_ros.pdf
- Fisher, R.F. y Binkley, D. (2000) *Ecology and Management of Forest Soils*. (3rd Edition). Wiley.
- Gonçalves, J.L.M., Barros, N.F., Nambiar, E.K.S. y Novais, R.F. (1997). Soil and stand management for short-rotation plantations Nambiar, E.K.S., Brown, A.G. (Eds.), *Management of Soil, Water, and Nutrients in Tropical Plantation Forests*, (), 379-418.
- Gorzycki, R. (2019). Informes de cadena de valor: Forestal, papel y muebles (Año 4 - Nro. 14). Subsecretaría de Programación Microeconómica. Ministerio de hacienda. Presidencia de la Nación. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/sspmicro_cadenas_de_valor_forestal_papel_muebles.pdf
- Goya, J.F., Frangi, J.L., Pérez, C. y Dalla Tea, F (2008). Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Ríos, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 29(3), 217-226. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002008000300005>
- Guo, L. B. y Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. y Townshend, J.R.G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hepper, E.N., Urioste, A.M. y Belmonte, V. (2018) Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos de la Región Semiárida Pampeana Central. *Ciencia del suelo*, 26(1), 29-34. https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_26n1/Hepper%2026%201.pdf

- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K. y Byrne, K.A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4), 253-268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Jobbágy, E.G. y Jackson, R.B. (2003). Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, 64, 205–229. <https://doi.org/10.1023/A:1024985629259>
- Jobbágy, E.G., Vassallo, M., Farley, K.A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F, Nosetto, M. D., Jackson, R.B. y Paruelo, J. M. (2006) Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, X(2), 109-124.
- Juntheikki, J. (2014) *Estimation of Eucalyptus forest plantations carbon sequestration potential in Uruguay with the CO₂fix model*. [Tesis de maestría, University of Helsinki, Faculty of Agriculture and Forestry, Department of Forest Sciences] <http://hdl.handle.net/10138/135575>
- Kaul, M., Mohren, G.M.J. y Dadhwal, V.K. (2010) Carbon storage and sequestration potential of selected tree species in India. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15, 489–510. <https://doi.org/10.1007/s11027-010-9230-5>
- Kimmins, J.P. (1974). Sustained yield, timber mining, and the concept of ecological rotation: a British Columbian view. *The Forestry Chronicle*, 50, 27-31. <https://pubs.cif-ifc.org/doi/pdf/10.5558/tfc50027-1>
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Langbehn, L. (2017). La ley de bosques y la construcción del federalismo ambiental en Argentina. *Revista de Administración Pública y Sociedad*, (3), 82-105.
- Larocca, F., Dalla Tea, F. y Aparicio, J.L. (2004). Técnicas de implantación y manejo de *Eucalyptus grandis* para pequeños y medianos forestadores en Entre Ríos y Corrientes. XIX Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, Octubre de 2004.
- Li, D., Niu, S. y Luo, Y. (2012) Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*, 195, 172-181. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x>

- Lima, A.M.N, Silva, I.R., Neves, J.C.L., Novais, R.F., Barros, N.F., Mendonça, E.S., Smyth, T.J., Moreira, M.S. y Leite, F.P. (2006). Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with *Eucalyptus* in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 235(1–3), 219-231. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.331>
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. y Sievänen, R. (2005). Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, 189(1-2), 168-182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.005>
- Lupi, A., Boca, T., Garcia, M., Diaz, D., e Ingaramo, L. (2017). Manejo de residuos de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden en sitios contrastantes. *Ciência Florestal*, 27(3), 767-782. <https://doi.org/10.5902/1980509828730>
- Masera, O.R., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G.J., Pussinen, A., de Jong, B.H.J. y Mohren, G.M.J. (2003) Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling*, 164, 177–199. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00419-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00419-2)
- Mastrandrea, C. y Vergara, L. (2010) Diagnóstico del sector de transformación primaria de la madera en la región Noreste de Entre Ríos Año 2009. XXIV Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, octubre de 2010. <https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2010/425.V.MASTRANDREA.VERGARA.pdf>
- Mastrandrea, C.A., Flores Palenzona, M., García, M.A. (2016). Rentabilidad de una plantación de *Eucalyptus grandis* bajo diferentes esquemas de intensidad y oportunidad de raleo a los 10, 12 y 16 años de edad, en el noreste de Entre Ríos. XXX Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, septiembre de 2016. <https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2016/rentabilidad.pdf>
- Metzger, M., Rounsevell, M., Acosta-Michlik, L., Leemans, R. y Schröter, D. (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(1), 69–85. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.025>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS). (2020). *Informe de estado de implementación. Ley n.º 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos*. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/informe-implementacion>
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F. y Silva, M.E. (2012) *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Orientación Gráfica Editores.

- Nzila, J.D., Boulet, J.P., Laclau, J.P. y Ranger J. (2002). The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management*, 171(1-2), 209-221. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00474-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00474-7)
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G. y Khanna, P.K. (2002) Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3), 241-257. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Piattoni, R.N. (2010). Cadena de valor de la foresto industria de la Región Centro: muebles, construcciones y remanufacturas de madera. Consejo Federal de Inversiones (CFI). Regional Centro. <http://biblioteca.cfi.org.ar/documento/cadena-de-valor-de-la-foresto-industria-de-la-region-centro-muebles-construcciones-y-remanufacturas-de-madera/>
- Ramos, S., De Ruyver, R., Gattinoni, N., Garin, R. y Garran, S. (2018). *Estación agrometeorológica del INTA Concordia. 50 años de servicio a la comunidad. Serie Extensión Nro. 16*. INTA Ediciones. Colección Institucional. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_concordia_50_anos_estacion_agrometeorologica_ea_concordia_inta.pdf
- Schelhaas, M.J., van Esch, P.W., Groen, T.A., de Jong, B.H.J., Kanninen, M., Liski, J., Masera, O., Mohren, G.M.J., Nabuurs, G.J., Palosuo, T., Pedroni, L., Vallejo, A. y Vilén, T. (2004). *CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems*. Wageningen, Alterra, Alterrarapport 1068. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/1750>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP) – Subsecretaría de Producción Agropecuaria y Mercados, INTA – EEA Concordia. (1995). *Manual para productores de eucaliptos de la Mesopotamia argentina*. Carpineti, Luis, Dalla Tea, F, Glade, J. Marcó, M.(eds).
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA) (1996). Zonificación Agroeconómica y Sistemas Productivos Predominantes. PROSAP ARG 96/006, Documento II. <http://www.ora.gov.ar/archivos/zonificacion%20y%20sistemas%20productivos.pdf>
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS de la Nación). (2015a). *Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/tercera-comunicacion>

- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS de la Nación). (2015b) *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina – Año 2012. Volumen 3 - Agricultura, Ganadería, y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura. Versión 2. Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático*. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/1.-inventario-geis-agricultura-ganaderia-y-cuss-v2.pdf>
- Shi, S.; Peng, C.; Wang, M.; Zhu, Q.; Yang, G.; Yang, Y.; Xi, T.; Zhang, T. (2016). A global meta-analysis of changes in soil carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur, and stoichiometric shifts after forestation. *Plant and Soil*, 407(1-2), 323–340. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2889-y>
- Subsecretaría de Desarrollo Foresto Industrial de la Nación (SDFI) y Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA) – FCAyF – UNLP. (2017). Inventario Nacional de Plantaciones Forestales. Inventario Forestal Permanente de los Bosques Implantados. ENTRE RÍOS - ÁREA CONTINENTAL. Diciembre 2017. 35pp.
- Turner, J. y Lambert, M. (2000). Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 133(3), 231-247. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00236-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00236-4)
- Vassallo, M.M., Dieguez, H.D., Garbulsky, M.F., Jobbágy, E.G. y Paruelo, J. M. (2013). Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 390-403. <https://doi.org/10.1111/avsc.12016>
- Vega, E., Baldi, G., Jobbágy, E.G. y Paruelo, J. (2009) Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: The influence of phytogeographic and political boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 134(3–4), 287-292. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.011>
- Wulder, M.A., Masek, J.G., Cohen, W.B., Loveland, T.R. y Woodcock, C.E. (2012) Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment*, 122, 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.010>
- Zaninovich, S.C. (2017). *Dinámica y almacenamiento del carbono en la necromasa y el suelo de ecosistemas forestales: efecto de la degradación del bosque nativo y su reemplazo por plantaciones de Pinus taeda L. en el NE de Argentina*. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Nordeste] <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/84021>

Capítulo II. La dinámica del carbono en el reemplazo de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus grandis* a escala de rodal.

Introducción

El reemplazo de pastizales por plantaciones produce un aumento progresivo del C acumulado asociado al crecimiento de la biomasa de las plantaciones (Li et al., 2012; Vassallo et al., 2013, Jandl et al., 2007). Sin embargo, la contribución de las plantaciones al carbono orgánico del suelo (COS) puede seguir otra tendencia debido a la combinación de múltiples factores que la afectan (Paul et al., 2002). En una reciente publicación se sintetiza la evidencia actual con respecto a la influencia de trece prácticas comunes de manejo forestal en las existencias de C en el suelo forestal. En esa revisión se confirma que durante el reemplazo de pastizales por plantaciones (*afforestation* en inglés) el uso de la tierra previo, el tipo de suelo y las prácticas silvícolas tienen una gran influencia en las potenciales ganancias de COS (Mayer et al., 2020).

El uso de la tierra previo es un factor determinante para las tasas de acumulación de COS. En términos generales, la conversión de tierras agrícolas a plantaciones tiene un efecto positivo en el COS, sin embargo, cuando el cambio es desde pastizales o pasturas las existencias medias de COS pueden aumentar menos, permanecer sin cambios o incluso disminuir (Mayer et al., 2020).

En el área de estudio, la expansión de plantaciones en áreas de pastizales ha sido un importante cambio de uso de la tierra mediado por incentivos fiscales y altos rendimientos de las plantaciones, provocando profundos cambios funcionales en los ecosistemas (Jobbágy et al., 2006). Por ejemplo, se ha registrado una depreciación en el almacenaje de COS en plantaciones de *Eucalyptus* spp. luego del reemplazo de pastizales y praderas naturales (Carrasco-Letelier et al., 2004; Delgado et al., 2006). Por otro lado, se reconoce una mayor acumulación del C de la biomasa debido a las altas tasas de crecimiento de las plantaciones con respecto a los pastizales (Jobbágy et al., 2006; Viera y Rodríguez-Soalleiro, 2019). Estas diferentes tasas de acumulación, según se trate del COS o del C en la biomasa, influyen directamente en la capacidad de almacenaje total de C del sistema y requiere la cuantificación del aporte de cada compartimento.

La textura es una de las propiedades del suelo que controla la dinámica del COS y esta capacidad es atribuida a la protección física que proveen las arcillas al C (Oades 1988). En términos generales, los suelos de textura fina tienen un alto potencial de acumulación de C antes o después de la conversión a plantación, en cambio, los suelos de textura gruesa no presentan esta característica (Laganière et al. 2010; Fialho y Zinn 2012; Cook et al. 2016). Adicionalmente los suelos de texturas más

finas tienen una tasa de descomposición de la materia orgánica más alta que los suelos de textura gruesa, y esto determina un aporte mayor de nutrientes a partir de la caída de hojarasca (Goya et al., 2008). La capacidad de almacenaje de COS en suelos del orden Vertisol, de textura arcillosa y marginales en cuanto a la aptitud para *E. grandis*, fue evaluada en la provincia de Entre Ríos y se encontraron pérdidas o diferencias nulas entre el COS plantaciones y pastizales considerados como línea base (García, 2010). Adicionalmente, en un metaanálisis sobre el efecto de la retención de los residuos de cosecha, se afirma que la textura altera la magnitud y la dirección de los cambios del C del suelo (Wan et al., 2008). Estos antecedentes sugieren que es necesario cuantificar el COS en suelos de textura gruesa, como los suelos localmente denominados ‘mestizos’ o los suelos arenosos, donde potencialmente el impacto en el COS puede ser mayor.

El clima, en especial la temperatura media anual y el régimen de precipitaciones, condiciona la dinámica de almacenaje de COS. En ese sentido, Jobbágy y Jackson (2000) advierten una distribución más profunda del COS a medida que disminuye la precipitación y aumenta la temperatura, lo cual puede estar relacionado por una tasa de descomposición superficial mayor. Por otro lado, Guo y Gifford (2002) a través de un metaanálisis de 83 casos, observan una reducción significativa del COS cuando se reemplazan pasturas por plantaciones (-23 %) especialmente en áreas donde la precipitación supera los 1.500 mm. Un efecto similar asociado a la precipitación fue reportado en el reemplazo por plantaciones de *Pinus* spp de la Mesopotamia argentina (Eclesia et al., 2012). Estos autores afirman también que rotaciones más largas pueden contribuir a recuperar estas pérdidas de COS y que este aspecto puede ser relevante para la implementación de prácticas de manejo sustentables diferenciales.

A la influencia del uso de la tierra previo, el tipo de suelo y el clima sobre el COS se agregan los efectos directos de las plantaciones sobre la fertilidad del suelo derivados de la frecuencia e intensidad de las prácticas silvícolas implementadas. Las técnicas de preparación de sitio previas al establecimiento del rodal pueden causar indirectamente pérdidas considerables de nutrientes, en particular en la parte más superficial del suelo (García Préchac et al., 2001; Gonçalves et al., 2004; Frangi et al., 2016). En el otro extremo del ciclo de crecimiento a la edad de corta, los regímenes de silvícolas implementados implican tratamientos de los residuos de cosecha diferenciales. Aquellos regímenes que aporte una mayor cantidad de residuos y nutrientes en el sitio son los que menos afectan la estabilidad ecológica de las plantaciones, en particular en los suelos arenosos (Goya et al., 2009).

El método de cosecha determina la cantidad y calidad de los residuos remanentes. Con respecto a la cosecha de fuste convencional, la cosecha de árbol completo y remoción de residuos de cosecha incrementa la exportación de nutrientes, compacta y aumenta la temperatura del suelo, disminuye la actividad microbiana y los flujos de descomposición y mineralización (Achal et al., 2015). Estos efectos negativos sobre el suelo pueden ser atenuados si se implementan prácticas silvícolas adecuadas. Por ejemplo en suelos sedimentarios de bajo contenido orgánico en el NE de Entre Ríos, se reportó la

reducción en la concentración de C y N orgánicos en la segunda rotación de *E. grandis*, sin embargo, esta pérdida es menor si los rodales se establecen a partir del manejo del rebrote (Goya et al., 2013). En ese sentido, Zinn et al. (2002) concluyen que, si se pudiera reducir la alteración del suelo durante la preparación de sitio especialmente en los suelos arenosos, el secuestro de C a partir del proceso de reemplazo de pastizales por plantaciones es viable.

En este contexto, el establecimiento de especies forestales de rápido crecimiento en suelos de baja fertilidad química, combinado con prácticas silvícolas que impliquen alta remoción de nutrientes y sucesivas rotaciones consecutivas, puede comprometer la producción sostenible actual y futura, y requiere un análisis integral de la contribución parcial de cada factor.

Para abordar la influencia de estos factores y en especial la dimensión temporal de los procesos de acumulación de COS y de C en la biomasa, es factible el uso de una cronosecuencia. La cronosecuencia es una herramienta fundamental, y a menudo necesaria, para analizar la dinámica temporal. Esto se debe a que brindan la oportunidad de estudiar los procesos ecológicos durante períodos de tiempo más largos de lo que permitiría la observación directa (Walker et al., 2010). Este enfoque utilizó eficazmente para determinar la evolución del COS y el C en la biomasa en numerosos estudios (Ranger et al., 1995; García, 2010; Du et al., 2015; Li et al., 2015a) y se presenta como una herramienta versátil abordar procesos de largo plazo.

En concordancia con los antecedentes desarrollados previamente se plantean las siguientes hipótesis y objetivos:

- **Hipótesis 1:** Las prácticas silvícolas de establecimiento y cosecha de los rodales de *E. grandis*, provocan una disminución de los almacenajes de COS con respecto a los pastizales que reemplazan. Por lo tanto, el almacenaje de COS declinará al aumentar el número de rotaciones, será menor en rodales replantados que en rebrotes y este efecto será más acentuado en suelos arenosos.
 - **Objetivo 1.1:** Determinar los almacenajes de COS en rodales de *E. grandis* establecidos en diferentes clases de textura de suelo, métodos de repoblación, rotaciones y edades y compararlos con datos de COS de pastizales adyacentes.
 - **Objetivo 1.2:** Generar un modelo lineal múltiple que describa la dinámica de COS en función de las variables explicativas textura, método de repoblación, rotaciones y edad.
- **Hipótesis 2:** La biomasa media de los rodales de *E. grandis* durante el ciclo de crecimiento es mayor que la biomasa media de los pastizales, por lo tanto, el sistema suelo + biomasa de *E. grandis* presenta un mayor almacenaje de C que los pastizales adyacentes, superando la pérdida de COS ocurrida durante el reemplazo.

- **Objetivo 2.1:** Determinar la biomasa de rodales de *E. grandis* y de pastizales, integrar esos valores con el COS muestreado a campo y calcular las diferencias entre ambos sistemas.
- **Hipótesis 3:** La tasa de acumulación de la biomasa en los rodales de *E. grandis* disminuye al aumentar el número de rotaciones debido a la pérdida de COS y este efecto es más acentuado en plantaciones establecidas en suelos arenosos.
 - **Objetivo 3.1:** Determinar la tasa de acumulación de la biomasa de rodales de *E. grandis* según diferentes clases de textura de suelo, métodos de repoblación y rotaciones.

Materiales y métodos

Diseño del muestreo de parcelas

Para el análisis de la dinámica temporal del reemplazo de pastizales por plantaciones forestales se construyó una cronosecuencia como estrategia de reemplazo de la dimensión temporal por la dimensión espacial (Walker et al., 2010). Esta alternativa evita la remediación y monitoreo a largo plazo que implica el estudio de cohortes de organismos longevos (Sprugel, 1984; Turner, 1986; Ranger et al., 1995).

La cronosecuencia se construyó a partir de la selección de 45 rodales distribuidos a lo largo del ciclo de crecimiento y con diferente número de rotaciones. Cada rotación está definida por la cantidad de ciclos de crecimiento y cosecha acontecidos. Un rodal de primera rotación implica que aún no se ha cosechado y, por lo tanto, transcurre su primer ciclo de crecimiento. En cambio, un rodal de segunda rotación es aquel que tuvo una cosecha y transcurre por segunda vez su ciclo de crecimiento. De la misma manera, esta definición se aplica para rodales de tercera rotación. Como consecuencia de esta clasificación los rebrotes y replantaciones tuvieron dos o más rotaciones y las plantaciones sólo una rotación.

Los sitios de plantación y pastizales fueron distribuidos a lo largo de un gradiente geográfico entre el este del departamento de Paso de los Libres, Corrientes (29°32'42" S; 56°59'7" W) y el norte del departamento de Colón, Entre Ríos (31°49'2" S; 58°6'20" W). Según los registros climáticos del período 1981-2010 (SIGA, 2016), en ese rango espacial se verificó un leve descenso de la temperatura media anual y la precipitación media anual desde 19,9 °C a 19,0 °C y de 1.605 mm a 1.418 mm, respectivamente (Tabla A.2.1).

Se obtuvieron datos de 45 rodales de *Eucalyptus grandis* de plantación (n = 9), replantación (n = 15) y rebrote (n = 21). En este estudio, cuando se menciona el método de repoblación “plantación” se trata de un rodal que transcurre su primer ciclo de crecimiento y, por lo tanto, se trata

de una plantación que reemplazó un pastizal original. La edad de los rodales se calculó como la diferencia de años entre el año de plantación y el año de muestreo considerando que el mes de plantación es septiembre. En el Anexo se puede observar la distribución de las parcelas por método de repoblación, número de rotaciones, edad y familias de textura de suelo (Tabla A.2.2).

Dentro de cada rodal de *E. grandis* seleccionado se estimó la estructura del estrato arbóreo a partir de parcelas rectangulares de 10 x 5 árboles, coincidiendo el lado más largo con la línea de plantación. El área de cada parcela fue variable en función del marco de plantación y en promedio tuvo una superficie de 431,66 m² ($\sigma = 73,43$ m²). Se midieron el diámetro a la altura del pecho (DAP) con cinta forestal de todos los árboles presentes en la parcela y la altura con clinómetro en cada árbol por medio. Con los datos obtenidos se calcularon los parámetros estructurales del rodal: densidad (árboles/ha), área basal (m²/ha), DAP medio (cm), altura media (m), biomasa seca área total (Mg/ha) en base a las ecuaciones propuestas por Goya et al. (1997), volumen total (m³/ha) según Fassola et al. (2006) y altura media dominante (m), índice de sitio (m) y clase de sitio según las ecuaciones publicadas por Crechi et al. (2011).

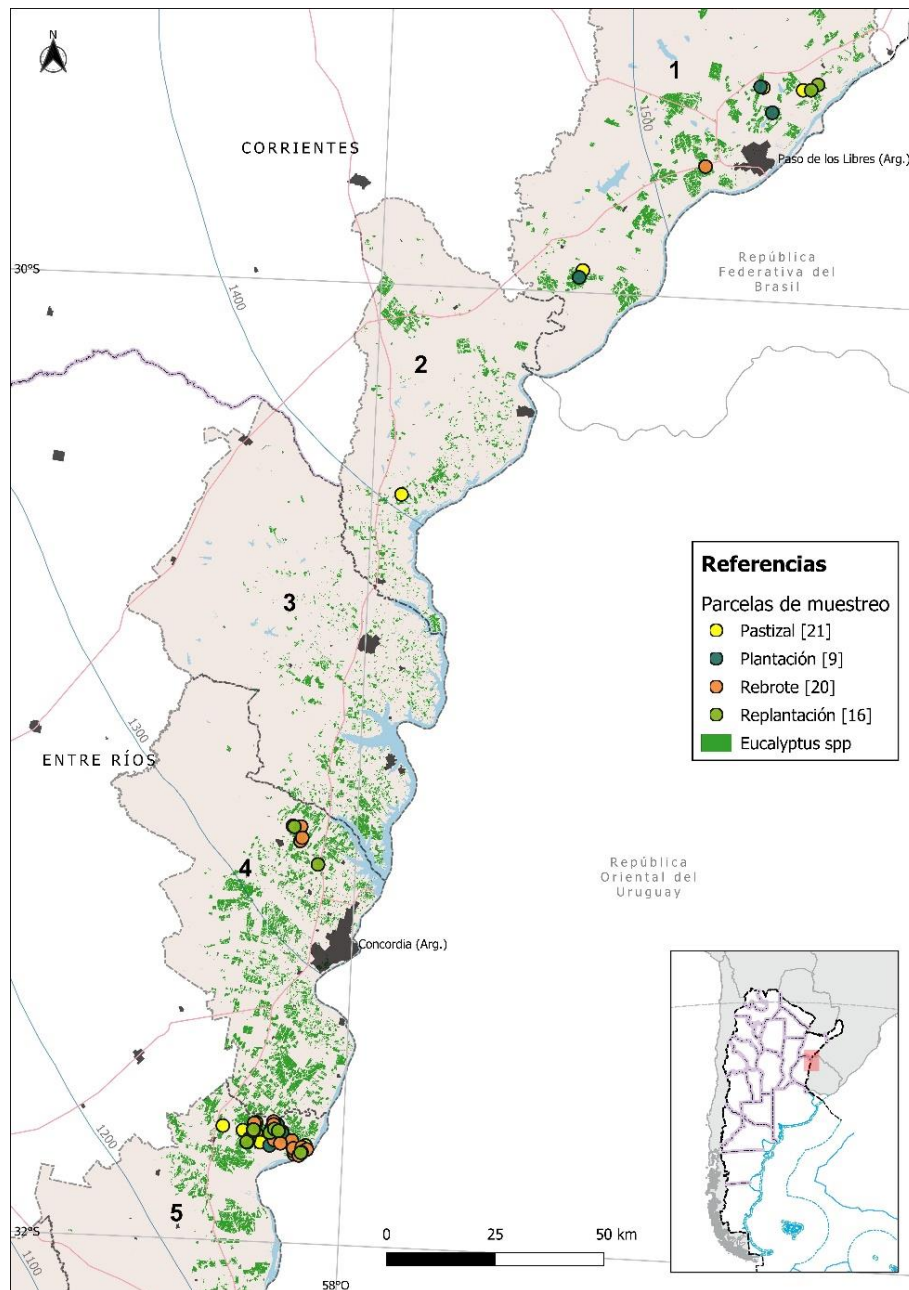


Figura 2.1. Distribución de las parcelas de muestreo de COS de pastizales y de COS y estructura de rodales de *E. grandis* por método de repoblación.

Referencias: 1: Paso de los Libres y 2: Monte Caseros en Corrientes, 3: Federación, 4: Concordia, 5: Colón en Entre Ríos.

Los pastizales muestreados ($n = 21$) representaron áreas adyacentes a los rodales de *E. grandis* seleccionados y en la construcción de la cronosecuencia fueron señalados con edad igual a cero. La selección de los pastizales muestreados fue a partir de un criterio de cercanía a las situaciones de plantación de *E. grandis*. La composición específica y los aspectos productivos principales de estos pastizales se detallan en el Capítulo I (Caracterización del área de estudio - Producción agropecuaria en los pastizales).

La estrategia de selección del área de muestreo de pastizal incluyó la identificación a partir de imágenes satelitales de una superficie amplia y continua de vegetación herbácea, verificada a campo y

del orden de las centenas de hectáreas, que debía estar ubicada al menos a 1000 m del rodal muestreado. En general se trata de pastizales pastoreados de los cuales no se obtuvo una referencia precisa de los años previos de uso ganadero. Esta área no tuvo una correspondencia unívoca para cada rodal de *E. grandis* muestreado y, por lo tanto, el contraste principal entre situaciones de pastizal y plantación es la clase de uso de la tierra actual.

Muestreo de suelo

En los rodales de *E. grandis* seleccionados y dentro de la parcela de muestreo de la estructura forestal se tomaron muestras de suelo con barreno edafológico. Se relevaron dos profundidades de muestreo: 0 a 20 cm y 20 a 30 cm. En estas capas se concentra una mayor proporción de raíces finas totales y refleja cambios rápidos del suelo asociados con el uso de la tierra (Pérez et al., 2013). Esta profundidad de muestreo también está asociada a que los suelos forestales contienen un 50 % de COS en los primeros 30 cm (Penman et al., 2003).

Se aplicó un muestreo compuesto, el cual consistió en la extracción de submuestras de suelo dentro de la parcela de estructura forestal de 10 x 5 árboles y de superficie variable. Dentro de cada parcela se tomaron 10 submuestras con barreno edafológico de 2,5 cm de diámetro, dispuestas de manera sistemática con inicio aleatorio, separadas al menos 5 m y evitando áreas de borde de las plantaciones. Estas submuestras se reúnen y homogenizan para formar una única unidad de muestreo del suelo por parcela (Cochran, 1977; Santos et al., 2017).

Adicionalmente, se determinó la densidad aparente del suelo por el método del cilindro de volumen conocido. Se tomaron tres muestras con un cilindro de 260,12 cm³, 6 cm de diámetro por 9,2 cm de altura, siguiendo las recomendaciones descritas por Santos et al. (2017) en cuanto a las condiciones del muestreo, procedimiento y acondicionamiento de la muestra. Con los resultados obtenidos se calculó el promedio de densidad aparente para cada rodal y ese valor se utilizó para la estimación del contenido de COS a partir de la concentración de COS para ambas profundidades de muestreo.

El mismo procedimiento descrito para el muestreo de suelo y la determinación de la densidad aparente de los rodales se aplicó en las áreas de pastizal. El muestreo fue realizado durante el mes de noviembre de 2008, marzo de 2009 y 2012 y mayo de 2014.

Las muestras de suelo fueron analizadas químicamente para obtener concentración de COS para cada profundidad mediante el método de combustión seca, usando un LECO CNS-2000, según recomendaciones de Tabatabai y Bremner (1991).

Los valores de concentración de COS (mg/gr suelo) fueron transformados a valores de contenido de carbono (Mg/ha) multiplicando la concentración de COS por la densidad aparente

(g/cm³) y por el volumen de la capa de suelo correspondiente en cada profundidad (Jobbágy y Jackson, 2000).

Una porción representativa de la muestra compuesta de entre 50 y 100 gr fue utilizada para la determinación de la clase textural con la aplicación del método del hidrómetro o de Bouyoucos (FAO, 2009; Gómez Giraldo, 2013).

Las clases texturales obtenidas fueron recategorizadas en familias texturales, lo cual implicó una agregación de las clases como estrategia para describir las tendencias relativas de esta variable (Schoeneberger et al., 2012). En este trabajo de tesis los suelos llamados “mestizos” son homólogos a los suelos de la familia de textura franca. Esta familia incluye los suelos de las familias de textura franca fina y gruesa. Esta consideración se debe a que la definición de las familias responde a un criterio de clasificación documentado y la denominación de suelos mestizos a un criterio local.

Las clases de textura franco-arcillo-arenosa (n = 14), franca (n = 1) y franco-arcillosa (n = 1) se agruparon en la familia de textura “franca fina”, la clase de textura franco-arenosa (n = 25) se clasificó como “franca gruesa” y las texturas arenosas (n = 13) y areno-franca (n = 8) como “arenosa”. En consecuencia, los resultados obtenidos fueron expresados en referencia a estas tres familias: franca fina, franca gruesa y arenosa.

Estadística descriptiva y modelos lineales

Se realizó un análisis exploratorio de los datos obtenidos debido a que las situaciones de muestreo no siguieron una combinación equilibrada de los efectos bajo evaluación. Para la aplicación de estas técnicas se siguieron las recomendaciones de Zuur et al. (2010), en particular las referidas a la presentación gráfica de los datos. Estos autores afirman que este tipo de análisis contribuye a la calidad y transparencia de la investigación, permite evaluar si los efectos detectados en los modelos se reflejan adecuadamente en las tendencias de los datos y evita la formulación de conclusiones falsas.

Modelo lineal

La incidencia sobre el COS de cada clase de textura del suelo, método de repoblación, número de rotaciones y edad se evaluó a través de modelos lineales combinando variables predictoras continuas y categóricas. La selección de estas variables y sus combinaciones fue producto del análisis de las tendencias observadas en los gráficos de dispersión para cada variable individual. Se evitó el uso de procedimientos automáticos del tipo *stepwise* para la selección de variables porque estos métodos aumentan la tasa de error de Tipo I (Mundry y Nunn, 2009). Estos autores sugieren utilizar una selección de variables basada en procedimientos descriptivos y guiadas por preguntas teóricas. Siguiendo este enfoque se incluyeron el porcentaje de arena, la interacción entre el porcentaje de arena y el número de rotaciones, la edad del rodal y los métodos de repoblación. Los valores de contenido de

COS de los pastizales se incluyeron en los modelos con edad y rotación igual a cero. En este esquema, el número de rotaciones representa el efecto de las sucesivas rotaciones incluyendo el proceso de conversión.

Estas variables pretenden responder preguntas relacionadas con el efecto de las plantaciones en el suelo a lo largo del ciclo de crecimiento a través de las rotaciones y su interacción con la textura de suelo. Este procedimiento se realizó con los datos de rodales de *E. grandis* y pastizales para la profundidad de 0 a 20 cm ($n = 66$) y de 20 a 30 cm ($n = 50$). Los modelos resultantes fueron ajustados con la función *lmm* en R (R Core Team, 2019).

Modelo lineal con variable aleatoria

Los datos utilizados para el ajuste de los modelos provinieron de sitios con una amplia variación geográfica y con una desigual concentración de tipología de productores a lo largo de ese rango espacial. En los departamentos de Colón y Concordia se dispuso de un mayor número de casos que en otras posiciones del rango geográfico muestreado. Ese gradiente geográfico se asocia con variaciones ambientales y productivas que podrían incidir en los efectos analizados a través de los modelos. Por ese motivo, se incluyó una variable aleatoria para evaluar si los efectos fijos incluidos se comportaron de manera diferente como consecuencia de la variación geográfica.

Se consideraron diferentes alternativas de agrupamiento: dos agrupamientos dirigidos y cuatro agrupamientos derivados de la aplicación del algoritmo *k-means* en QGIS. Los agrupamientos dirigidos contuvieron dos o tres conjuntos de casos. En la primera alternativa se agruparon las situaciones relevadas en el NE del departamento de Colón ($n = 50$) y el resto de los casos en otro grupo ($n = 16$). En el segundo agrupamiento se incluyeron las situaciones muestreadas en Colón ($n = 50$), aquellas cercanas a la localidad de Concordia ($n = 6$) y el resto de los casos en otro grupo ($n = 10$). El agrupamiento a partir del algoritmo *k-means* implicó minimizar la suma de distancias entre cada caso y el centroide de cada conglomerado o clúster (k). Debido a que la elección del número de clústeres es crítica (Jain, 2010) se consideraron 2, 3, 4 y 5 clústeres con diferente cantidad de situaciones dentro de cada clúster. A partir de estos seis agrupamientos se ajustaron modelos con la función *lme* en R (R Core Team, 2019) para los datos de COS de los primeros 20 cm de suelo ($n = 66$).

De cada modelo se calculó el error absoluto medio (EAM), definido como el promedio de los valores absolutos de los residuos de cada modelo. Los modelos con y sin variable aleatoria fueron comparados mediante la función *anova* en R y se retuvieron los modelos con menor criterio de información de Akaike (AIC), el cual refleja un compromiso entre el ajuste y el número de parámetros estimados (Akaike, 1974). Finalmente se graficaron los residuos de los modelos resultantes diferenciando cada “zona”. A partir de estos análisis se evaluó si resultaba necesario tomar en cuenta la

variación geográfica en el modelado de los efectos de las plantaciones sobre el COS y cuál sería el grado de error derivado de no considerar esa variación.

Carbono total en el ecosistema

En este estudio, se definió al carbono total (CT) como la suma del contenido de carbono orgánico del suelo (COS) hasta los 30 cm de profundidad y el contenido carbono en la biomasa aérea total (CB) del pastizal o del rodal de *E. grandis*. Para ambas situaciones no se consideró el C derivado de las raíces en la suma del CT. El COS de pastizal y plantación fue estimado a partir de las mediciones a campo descriptas anteriormente, en cambio el CB fue estimado de diferentes maneras para cada caso.

El CB de los rodales de *E. grandis* se calculó a partir de los datos de biomasa seca total derivados de la medición de la estructura forestal e incluye fustes mayores a 5 cm de diámetro, ramas de 1 a 5 cm, ramas menores de 1 cm, ramas del año, hojas y frutos (Goya et al., 1997). Para calcular la fracción de carbono en la biomasa se aplicó el coeficiente 0,5 (Penman et al., 2003).

El CB de cada área de pastizal se calculó a partir del COS medido. Paruelo et al. (2010) afirman que el 13 % del carbono total (COS + CB) corresponde a la biomasa viva y muerta promedio de las áreas de pastizal del Río de La Plata. Este dato surge de estudios de campo, técnicas de teledetección y modelos de simulación para el primer metro de profundidad. Operando con estos valores, se calculó que para que el carbono en la biomasa de pastizales corresponda al 13 % del total, es necesario adicionar un 14,94 % al COS. En consecuencia, para calcular el CB se sumó el COS de la profundidad 0-20 cm y la de 20 a 30 cm y se multiplicó por 1,1494.

$$CT_{pastizal} \left(\frac{Mg}{ha} \right) = (COS_{0-20cm} + COS_{20-30cm}) \times 1,1494$$

$$CB_{pastizal} = CT_{pastizal} - (COS_{0-20cm} + COS_{20-30cm})$$

Donde: CT: es el contenido de C total del pastizal (Mg/ha); CB: es el contenido de C en la biomasa del pastizal (Mg/ha); COS: contenido de C orgánico del suelo del pastizal (Mg/ha); 0-20 cm y 20-30 cm: profundidad; 1,1494: coeficiente.

Los valores de CT se calcularon para aquellos sitios con datos de COS en la profundidad de 0 a 20 cm y de 20 a 30 cm (n = 50), por lo tanto el número de muestras fue de 16 para pastizales y de 34 para rodales de *E. grandis*. Los valores obtenidos fueron contrastados gráficamente para cada familia de textura de suelo para analizar las tendencias de acumulación.

Adicionalmente, se calculó un rango de valores de referencia de COS y CB de pastizales a partir de datos promedio publicados por Paruelo et al. (2010) e interpolados a los primeros 30 cm de suelo tomando como referencia a Jobbágy et al. (2000). Paruelo et al. (2010) afirman que el COS varía entre 18,93 Mg/ha y 175,77 Mg/ha al metro de profundidad en los pastizales rioplatenses. Por otro lado, Jobbágy y Jackson (2000) concluyen que 42 % del C se distribuye en los primeros 20 cm de suelo y que

en la profundidad de 20 a 40 cm ese porcentaje se reduce al 23 % y, por lo tanto, se asumió que 53,5 % del COS se encuentra en la profundidad de 0 a 30 cm. Como resultado de estos cálculos, para los pastizales de referencia el COS varió entre 10,13 Mg/ha y 94,04 Mg/ha para los primeros 30 cm de suelo. Para calcular el CT de pastizales se asumió el mismo criterio que con los pastizales medidos sumando un 14,94 % al COS para lograr que el CB represente el 13 % del CT. En consecuencia, los valores de referencia de CT para pastizales fueron de 11,64 Mg/ha y 108,09 Mg/ha y de CB de 1,51 Mg/ha y 14,05 Mg/ha.

Tasa de acumulación de biomasa y COS

Para analizar la relación entre la tasa de acumulación de biomasa y el contenido de COS, se calculó el incremento medio anual (IMA) de los rodales de *E. grandis* medidos dividiendo la biomasa acumulada por la edad efectiva del rodal. Con los datos de IMA y COS se realizó una regresión lineal simple con la función *lm* en R (R Core Team, 2019), asumiendo como variable dependiente el IMA y como variable independiente el COS, y se graficaron los resultados obtenidos para ambas profundidades.

Resultados

Caracterización de los rodales de *E. grandis*

Los rodales muestreados estuvieron distribuidos proporcionalmente para cada familia de textura de suelo. En aquellos rodales establecidos en suelos arenosos se observó mayor biomasa seca total media, luego en los suelos francos finos y por último en los francos gruesos. Los valores medios fueron 88,49 Mg/ha ($\sigma = 54,35$ Mg/ha), 75,02 Mg/ha ($\sigma = 79,87$ Mg/ha) y 66,31 Mg/ha ($\sigma = 44,05$ Mg/ha), respectivamente. En los rodales establecidos en suelos francos finos se observó una amplia heterogeneidad de la biomasa, con un valor atípico de 309,64 Mg/ha (Figura 2.2).

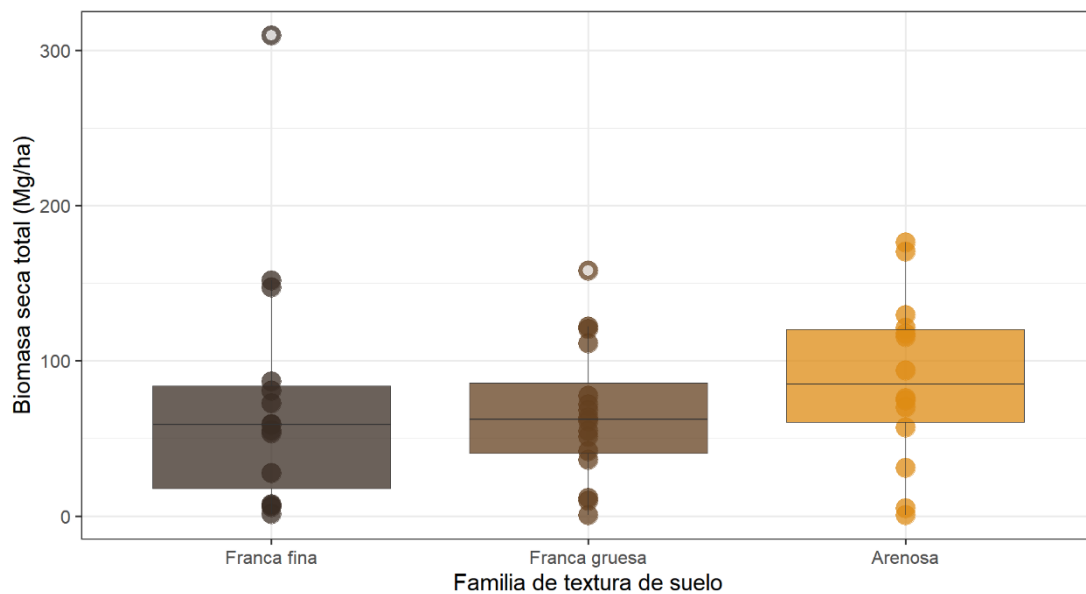


Figura 2.2. Biomasa seca total de rodales de *E. grandis* (Mg/ha) por familia de textura de suelo.

Con respecto al método de repoblación, el promedio de biomasa seca total para todas las edades fue máximo en las plantaciones de primer ciclo, luego le siguieron las replantaciones y finalmente los rebrotes. Los valores medios fueron 125,31 Mg/ha ($\sigma = 85,95$ Mg/ha), 67,48 Mg/ha ($\sigma = 42,53$ Mg/ha) y 59,23 Mg/ha ($\sigma = 51,13$ Mg/ha), respectivamente (Figura 2.3).

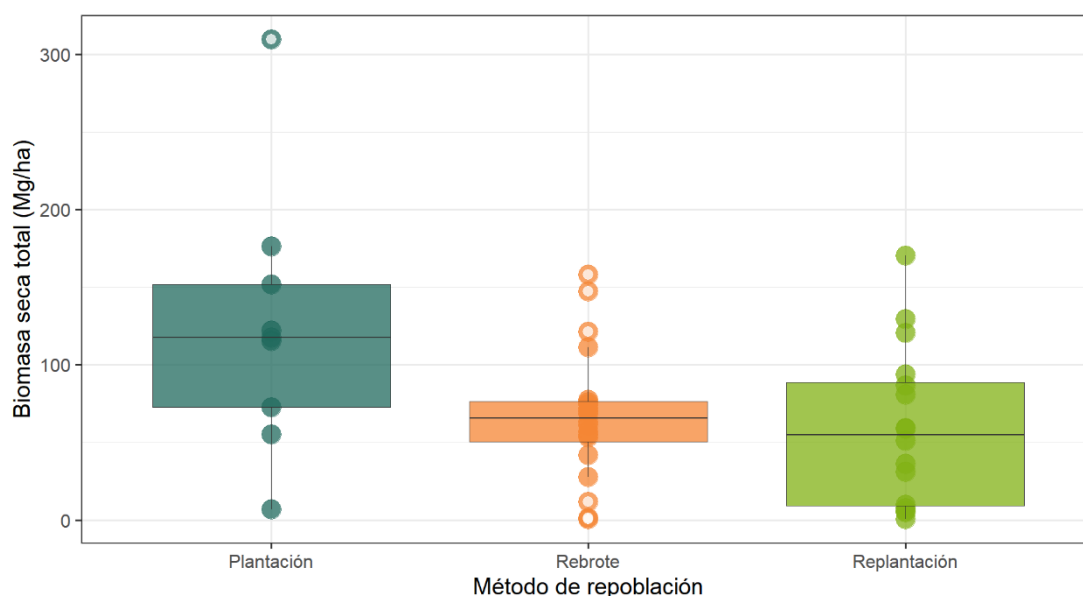


Figura 2.3. Biomasa seca total de rodales de *E. grandis* (Mg/ha) por método de repoblación.

En relación con el número de rotaciones, se observó que al aumentar las rotaciones el promedio de biomasa seca total de todas las edades muestreadas fue progresivamente menor. Los valores medios fueron de 125,31 Mg/ha ($\sigma = 85,95$ Mg/ha), 69,70 Mg/ha ($\sigma = 55,76$ Mg/ha) y 60,87 Mg/ha ($\sigma = 41,37$ Mg/ha), para los rodales que transcurren la primera, segunda y tercera rotación, respectivamente (Figura 2.4).

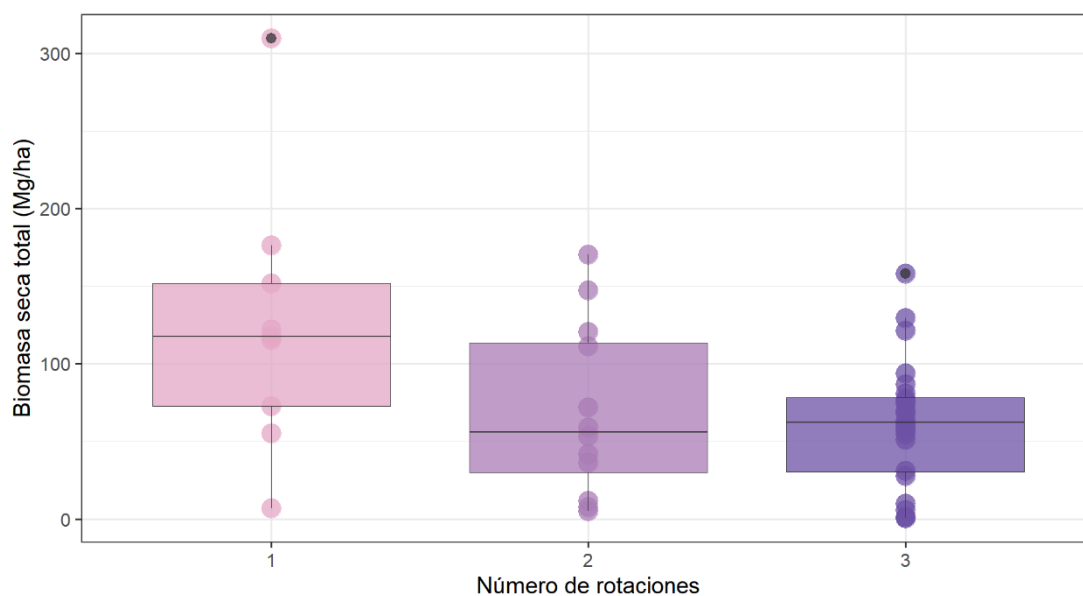


Figura 2.4. Biomasa seca total de rodales de *E. grandis* (Mg/ha) por número de rotaciones.

En cuanto a la calidad de sitio de los rodales muestreados, los rodales establecidos en las clases de sitio II y III presentaron los mayores valores de biomasa con un promedio de 93,26 Mg/ha ($\sigma = 70,26$ Mg/ha) y 91,13 Mg/ha ($\sigma = 43,28$ Mg/ha), respectivamente. Los rodales con clase de sitio I tuvieron 51,8 Mg/ha ($\sigma = 42,53$ Mg/ha) y los de clase IV 30,56 Mg/ha ($\sigma = 32,34$ Mg/ha). La mayoría

de los rodales muestreados se encontraron en las clases de sitio II y III. El índice de sitio promedio fue de 45,57 m ($\sigma = 4,45$ m), 38,14 m ($\sigma = 1,12$ m), 34,42 m ($\sigma = 1,14$ m) y 30,52 m ($\sigma = 1,16$ m) para las clases de sitio I, II, III y IV, respectivamente (Figura 2.5).

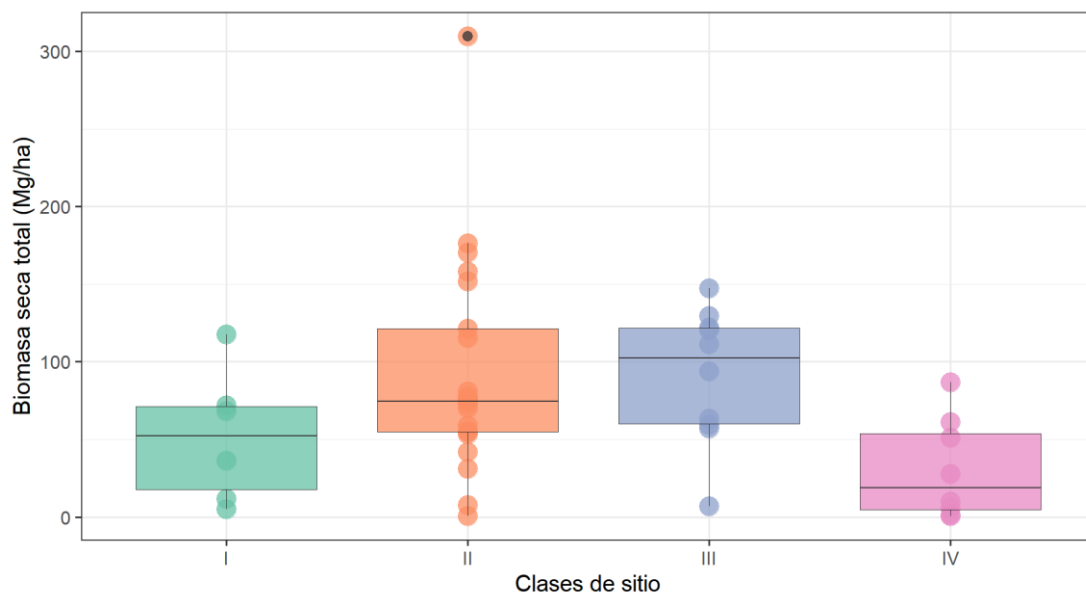


Figura 2.5. Biomasa seca total de rodales de *E. grandis* (Mg/ha) por clases de sitio.

Finalmente, la representación gráfica de la combinación del número de rotaciones y las familias de textura de suelo mostraron tendencias consistentes. Los rodales que transcurren el primer ciclo de crecimiento presentaron valores de biomasa seca total superiores a los de segunda y tercera rotación para todas las texturas de suelo analizadas. Además, la tendencia creciente de la biomasa desde texturas más finas a más gruesas se mantuvo para todas las rotaciones. Por lo tanto, se observó que la biomasa promedio decreció al aumentar el número de rotaciones y se incrementó al aumentar el porcentaje de la fracción de arena (Figura 2.6).

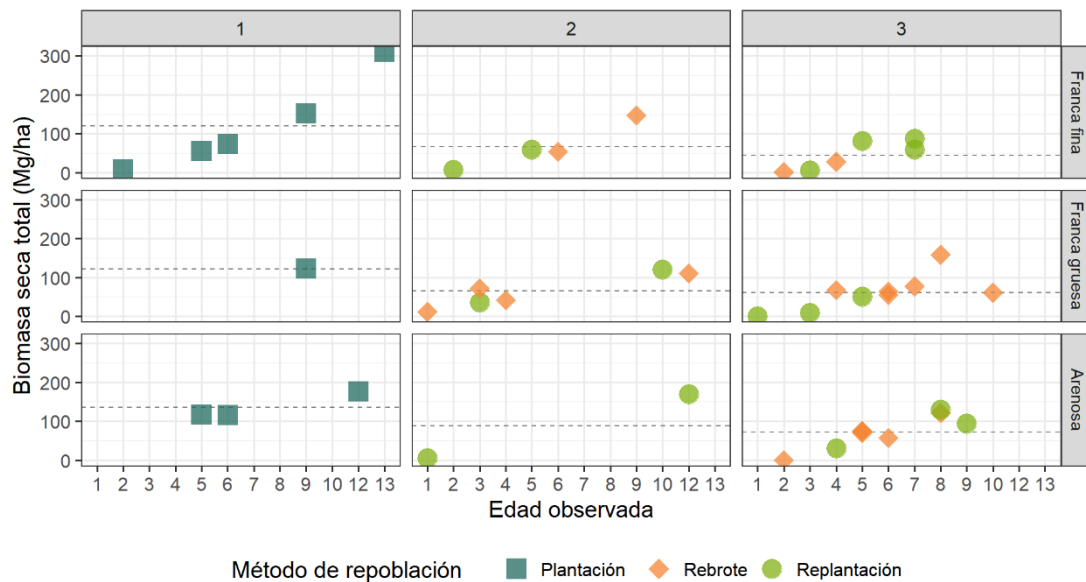


Figura 2.6. Biomasa seca total de rodales de *E. grandis* (Mg/ha) por método de repoblación, edad, número de rotaciones (1 a 3) y familias de textura de suelo.

Referencias: las líneas punteadas indican la biomasa seca total media (Mg/ha) para cada familia de textura de suelo y número de rotaciones.

Descripción de los suelos muestreados

Los valores promedio de las fracciones de arena, limo y arcilla fueron muy similares entre los pastizales y los rodales de *E. grandis* (Figura 2.8). Los pastizales registraron valores promedio de 71,50 % ($\sigma = 14,32$), 12,24 % ($\sigma = 6,12$) y 16,26 % ($\sigma = 8,86$) respectivamente para cada fracción. En los rodales de *E. grandis* estos valores fueron 71,57 % ($\sigma = 12,92$ %), 12,78 % ($\sigma = 6,61$) y 15,68 % ($\sigma = 7,77$). Los valores desagregados por texturas de suelo se pueden ver en Anexo.

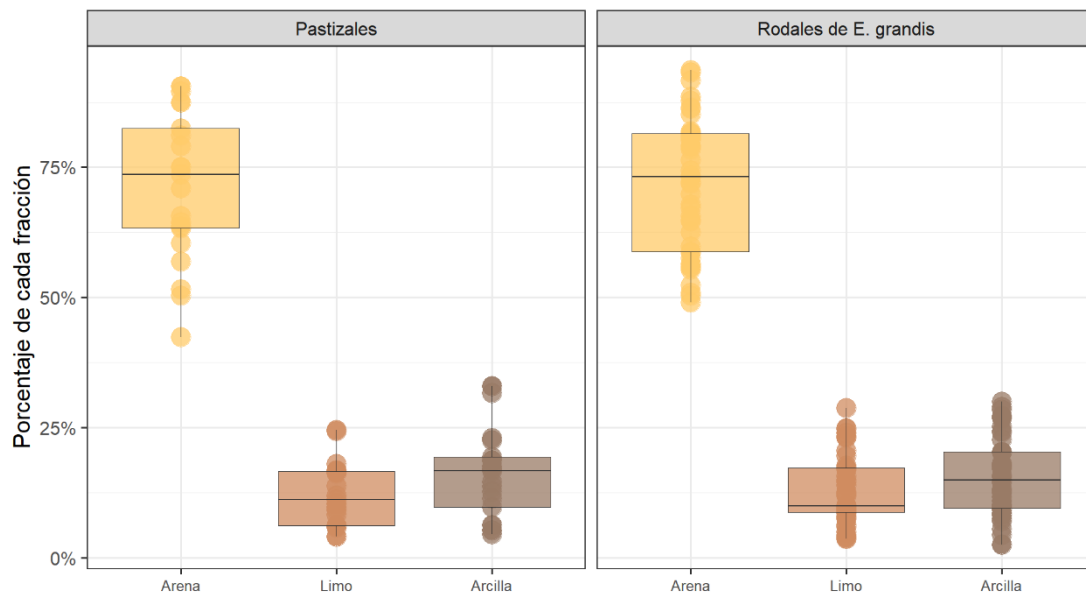


Figura 2.7. Porcentaje de las fracciones de arena, limo y arcilla de pastizales y rodales de *E. grandis*.

La densidad aparente del suelo fue mayor en los pastizales que en los rodales de *E. grandis* y registró un promedio de $1,47 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,20 \text{ g/cm}^3$) y $1,42 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,18 \text{ g/cm}^3$), respectivamente (Figura 2.8). En los pastizales los valores medios fueron $1,50 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,21 \text{ g/cm}^3$), $1,47 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,15 \text{ g/cm}^3$) y $1,40 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,25 \text{ g/cm}^3$) para los suelos francos gruesos, arenosos y francos finos. En los rodales de *E. grandis* estos valores fueron levemente inferiores con $1,48 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,18 \text{ g/cm}^3$), $1,42 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,20 \text{ g/cm}^3$) y $1,36 \text{ g/cm}^3$ ($\sigma = 0,13 \text{ g/cm}^3$) para las mismas familias de textura. Sin embargo, para cada método de repoblación la tendencia fue diferencial (Figura 2.8).

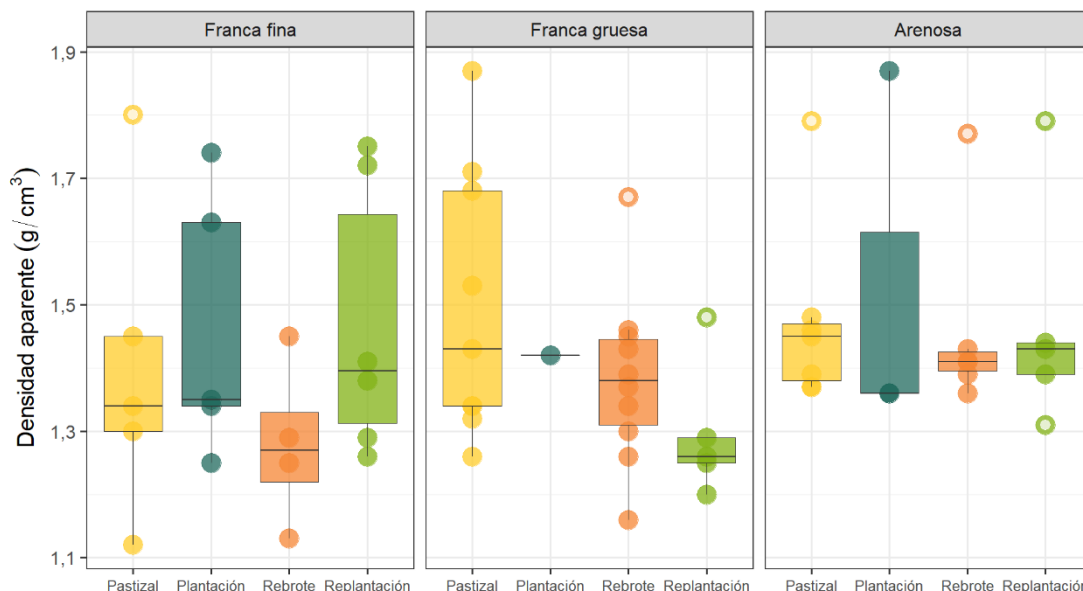


Figura 2.8. Densidad aparente de pastizales y rodales de *E. grandis* (g/cm^3) por familia de textura de suelo.

En los suelos francos finos y arenosos los máximos valores de densidad aparente se observaron en las plantaciones de primer ciclo con $1,46 \text{ g/cm}^3$ y $1,53 \text{ g/cm}^3$ lo cual implica un aumento del 4,3 % y

4,1 % con respecto a los pastizales. Los mínimos se registraron para los rodales repoblados mediante rebrotes con 1,28 g/cm³ y 1,46 g/cm³, respectivamente para estas texturas.

En los suelos francos gruesos el máximo valor promedio es para los pastizales con 1,50 g/cm³ y una amplia variabilidad, mientras que el mínimo fue registrado para los rodales replantados con 1,30 g/cm³.

Carbono orgánico del suelo en pastizales y rodales de *E. grandis*

Concentración y contenido de COS

En los pastizales la concentración promedio de carbono orgánico del suelo (COS) en los primeros 20 cm fue de 14,31 mg/g suelo ($\sigma = 7,88$ mg/g suelo) y registró una disminución en la profundidad de 20 a 30 cm con un promedio de 10,55 mg/g suelo ($\sigma = 6,97$ mg/g suelo).

En los rodales de *E. grandis* la concentración promedio de COS fue inferior que en los pastizales. En los primeros 20 cm de suelo fue de 10,00 mg/g suelo ($\sigma = 5,85$ mg/g suelo) y también disminuyó a mayor profundidad registrando 8,22 mg/g suelo ($\sigma = 4,46$ mg/g suelo) entre los 20 y 30 cm de suelo.

Los valores obtenidos para pastizales fueron un 30 % superiores a los registrados en los rodales para los primeros 20 cm y un 22 % más para profundidad de 20 a 30 cm (Figura 2.9).

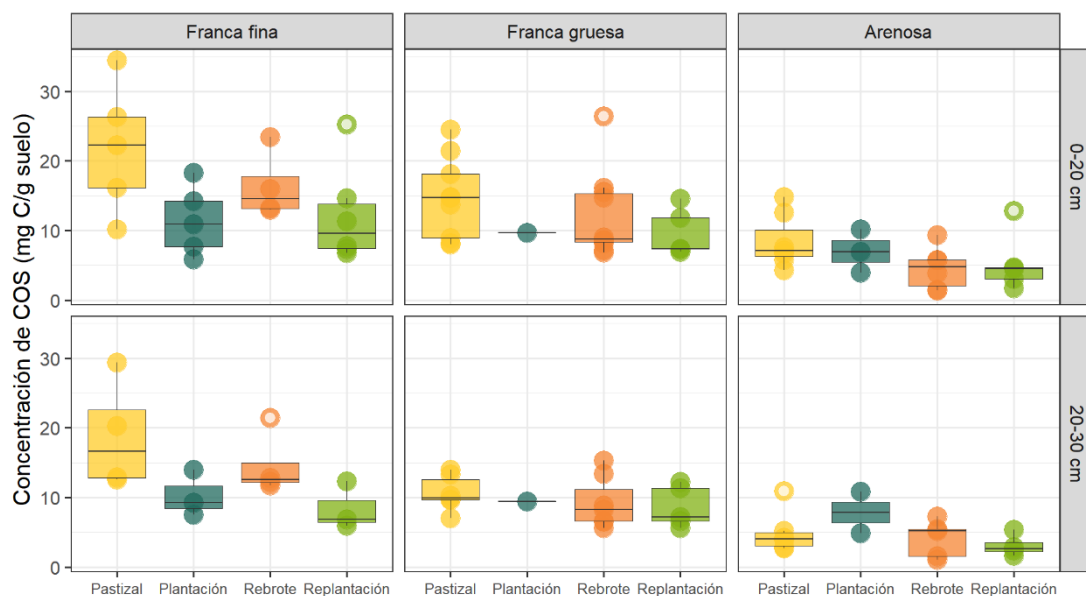


Figura 2.9. Concentración de C en suelo de pastizales y rodales de *E. grandis* (mg C/g suelo) por familia de textura de suelo y profundidad de muestreo.

En los suelos de pastizales el contenido promedio de COS fue superior al observado en los rodales de *E. grandis* y registró 40,31 Mg/ha ($\sigma = 18,06$) y 14,01 Mg/ha ($\sigma = 8,11$ Mg/ha) para cada profundidad, respectivamente (Figura 2.10). En los rodales de *E. grandis* estos valores fueron de

27,34 Mg/ha ($\sigma = 14,30$ Mg/ha) para los primeros 20 cm y de 10,97 Mg/ha ($\sigma = 5,81$ Mg/ha) para la profundidad de 20 a 30 cm.

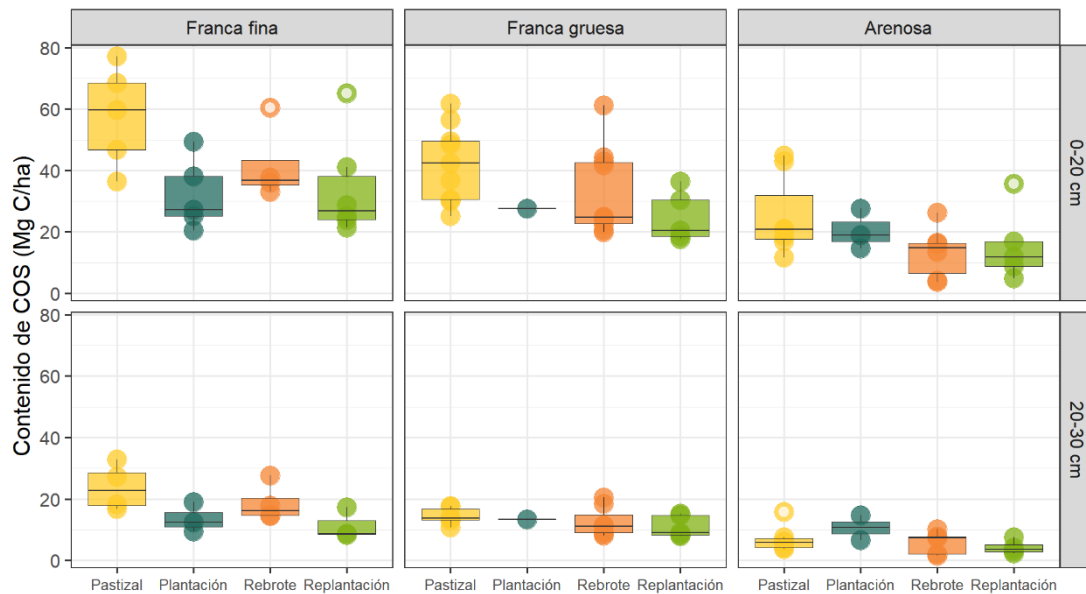


Figura 2.10. Contenido de C en suelo de pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y profundidad de muestreo.

En los primeros 20 cm de suelo la disminución promedio del contenido de COS entre pastizales y rodales de *E. grandis* fue del 35 % con diferente magnitud según el tipo de suelo y el método de repoblación. En los suelos francos finos la disminución fue más acentuada en las plantaciones de primer ciclo con 44 % menos de COS con respecto a los pastizales. En los suelos francos gruesos la mayor diferencia relativa fue con los rodales replantados (-42 %), y en los suelos arenosos con los rodales repoblados mediante rebrotes (-47 %).

En la profundidad de 20 a 30 cm la disminución promedio del COS fue menor que en los primeros 20 cm de suelo y del orden del 27 % menos. La diferencia porcentual entre pastizales y rodales de *E. grandis* fue del 39 % en los suelos francos finos y se redujo al 15 % en suelos francos gruesos. En cambio, en los suelos arenosos se registró un aumento del 50 % del COS en las plantaciones de primer ciclo y una disminución promedio del 29 % para los rebrotes y replantaciones (Figura 2.10).

En todo el perfil de suelo, el cual incluye los primeros 30 cm de profundidad, el contenido promedio de COS es mayor en los pastizales ($\mu = 54,94$ Mg/ha; $\sigma = 27,84$ Mg/ha) que en los rodales de *E. grandis* ($\mu = 37,36$ Mg/ha; $\sigma = 18,58$ Mg/ha), con excepción de las plantaciones de primer ciclo en suelos arenosos (Figura 2.11). En términos porcentuales implicó un 37 % menos de COS en los rodales de *E. grandis* y un 17 % más en las plantaciones establecidas en suelos arenosos. Sólo se observó un valor fuera del rango de COS para pastizales de la región y estuvo ubicado en un suelo franco fino, con

los valores máximos absolutos de porcentaje de arcilla, de limo y de concentración de COS y los mínimos absolutos de porcentaje de arena y de densidad aparente de todo el muestreo de campo.

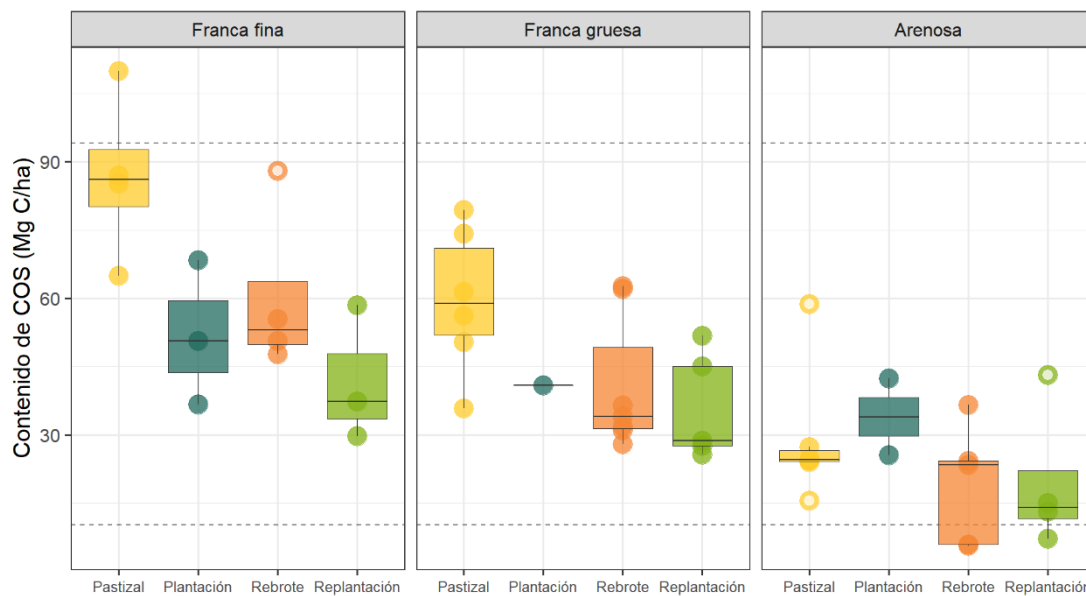


Figura 2.11. Contenido de C en suelo de pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por familia de textura de suelo para todo el perfil de suelo analizado (0 a 30 cm de profundidad).

Referencias: las líneas punteadas corresponden a los valores de referencias de COS de pastizales calculados en base a Paruelo et al. (2010) y Jobbágy y Jackson (2000).

Los rodales repoblados mediante rebrote presentaron valores de contenido de COS relativamente más altos que las plantaciones y replantaciones, en particular en los suelos francos finos y gruesos, y registraron 60,45 Mg/ha y 40,84 Mg/ha respectivamente. Esta tendencia se revirtió en los suelos arenosos, donde el valor promedio máximo fue observado en las plantaciones de primer ciclo con 33,93 Mg/ha. Este valor representó un 17 % más de COS que los pastizales establecidos en esa textura.

Los rodales replantados presentaron los valores promedio más bajos de contenido de COS. En particular en los suelos francos finos y gruesos registraron 41,82 Mg/ha y 35,73 Mg/ha respectivamente, lo cual representó entre un 40 y un 52 % menos de COS que los pastizales establecidos en estos suelos. En los suelos arenosos el COS de las replantaciones y rebrotes fue de alrededor de 19 Mg/ha e implicó un 33 % menos de COS que los pastizales.

Dinámica del COS

El contenido de COS presentó fluctuaciones durante el ciclo de crecimiento y se observaron diferencias en la dinámica temporal para cada familia de textura de suelo analizadas (Figura 2.12).

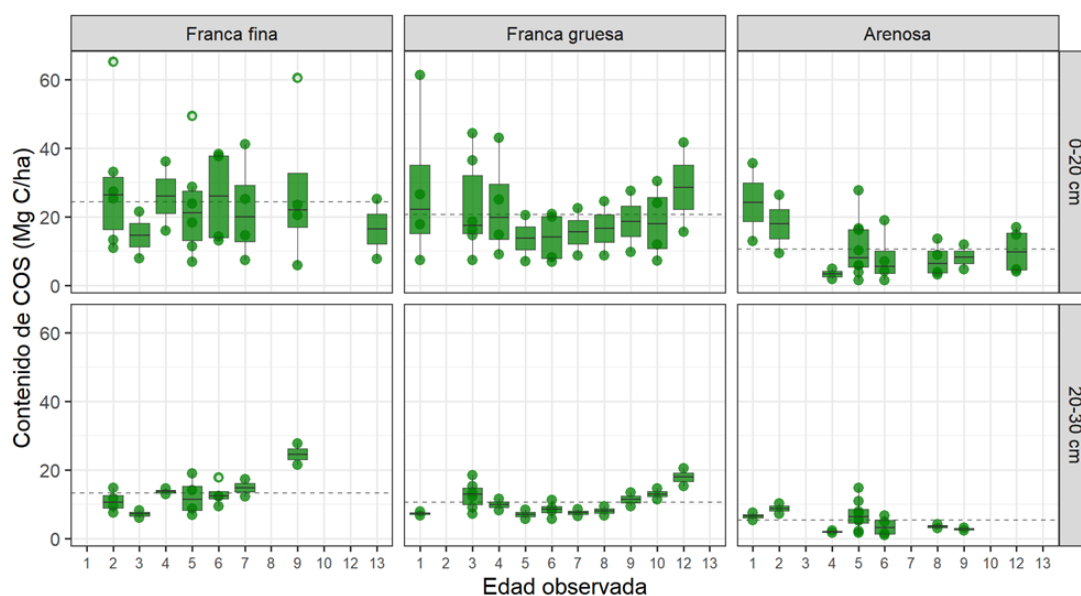


Figura 2.12. Contenido de C en suelo de rodales de *E. grandis* para cada edad (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y profundidad de muestreo.

Referencias: las líneas punteadas indican los valores promedio de contenido de COS.

En los rodales establecidos en suelos francos finos, los valores de COS en los primeros 20 cm de suelo oscilaron alrededor del promedio y se observó el mínimo a los 3 años con 14,61 Mg/ha. Este mínimo también se distinguió en la profundidad de 20 a 30 cm con valores crecientes hasta los 9 años. En los rodales implantados en suelos francos gruesos, el descenso del contenido de COS también fue paulatino, pero registró el mínimo a los 5 años con 13,66 Mg/ha. Luego el incremento fue progresivo hasta los 12 años, cuando se registró un valor de COS similar al registrado al inicio del ciclo de crecimiento. Este patrón también se observó en la profundidad de 20 a 30 cm (Figura 2.12).

Los rodales establecidos en suelos arenosos tuvieron un patrón levemente diferente al observado en las texturas de suelo anteriores. El descenso de contenido de COS registró un mínimo absoluto a los 4 años con 3,26 Mg/ha, luego se observó un leve ascenso y continuó con valores medios levemente inferiores a la media hasta la fase final de crecimiento. Esta dinámica se replicó en la profundidad de 20 a 30 cm para esta familia de textura de suelo (Figura 2.12).

En relación con el número de rotaciones, la disminución del contenido de COS entre pastizales y rodales de *E. grandis* tuvo una magnitud diferencial según el método de repoblación y la familia de textura de suelo (Figura 2.13).

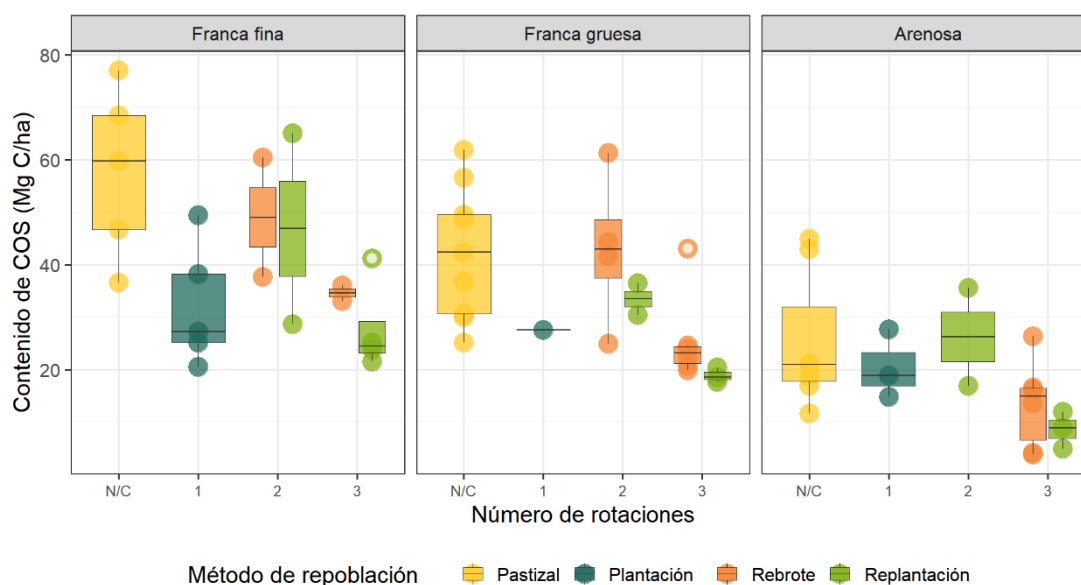


Figura 2.13. Contenido de COS de pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y número de rotaciones para los primeros 20 cm de suelo.

Luego de la conversión del pastizal a plantación de primer ciclo, el descenso del COS fue mayor desde texturas más finas a más gruesas en los primeros 20 cm de suelo. En los rodales establecidos en suelos francos finos la disminución fue del 44 %, en los francos gruesos 35 % y en los arenosos 19 %.

Con respecto a los pastizales, en los rodales repoblados mediante el manejo del rebrote que transcurren la segunda rotación, se observó un descenso del 15 % en el COS en los suelos francos finos y un aumento del 2 % en suelos francos gruesos. En los rebrotes de tercera rotación el descenso del contenido de COS fue similar en los suelos de textura franca fina y gruesa (-40 %) y se calculó un 47 % menos de COS en rodales establecidos en suelos arenosos.

En los rodales replantados de segunda rotación, la merma del COS calculada con respecto a los pastizales fue del orden del 20 % en los suelos francos finos y gruesos y se observó un leve aumento en los suelos arenosos (+4 %). Los máximos descensos de COS se observaron en los rodales replantados de tercera rotación con pérdidas que oscilaron entre el 54 % en suelos francos finos y gruesos y 66 % en suelos arenosos.

En la profundidad de 20 a 30 cm de suelo la tendencia generalizada de descenso del COS observada en los primeros 20 cm no fue tan clara. El reemplazo de pastizales por plantaciones de primer ciclo presentó un descenso del COS en los suelos francos finos (-43 %) y gruesos (-7 %) y un aumento del 50 % en suelos arenosos (Figura 2.14).

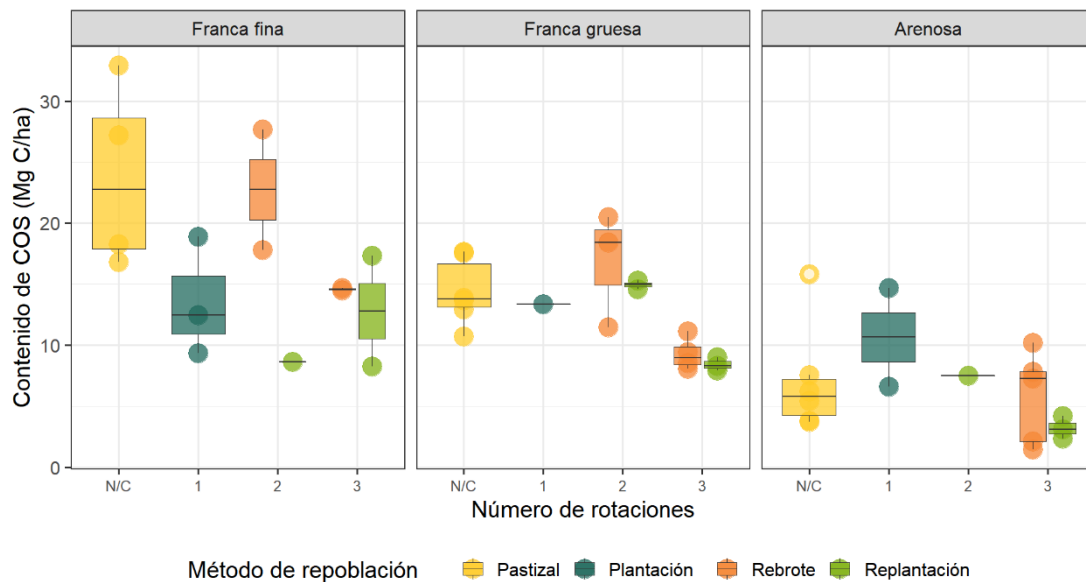


Figura 2.14. Contenido de COS de pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y número de rotaciones entre los 20 y 30 cm de suelo.

En los rodales repoblados mediante manejo del rebrote de segunda rotación, se observó un leve descenso en los suelos francos finos (-4 %) y un aumento del 17 % en francos gruesos con respecto a los pastizales. En cambio, en los rebrotes de tercera rotación la disminución fue constante en todas las familias de textura y registró un promedio del 31 %.

En los rodales replantados de segunda rotación el descenso de COS fue más marcado en los suelos francos finos (-64 %) y se observó un aumento del 5 % en los suelos de textura más gruesa. En las replantaciones de tercera rotación la tendencia de disminución de COS fue consistente para todas las familias de textura analizadas y se calculó un promedio de 47 % menos de COS con respecto a los pastizales reemplazados.

Excluyendo el efecto del método de repoblación en el número de rotaciones se observó que en los suelos francos finos y gruesos, la disminución del COS con respecto a los pastizales de los rodales de primera rotación fue del orden del 40 %. Para ambas familias de textura el aumento del COS de los rodales de segunda rotación con respecto a los de primera rotación fue del 47 % y luego, entre los de segunda y tercera rotación, la disminución fue del 39 % en promedio. En los suelos arenosos este efecto fue más moderado. La disminución con respecto a los pastizales fue del 19 %, entre los de primera y segunda rotación el aumento es del 28 % sin embargo la disminución entre los rodales de segunda y tercera rotación fue del 55 %.

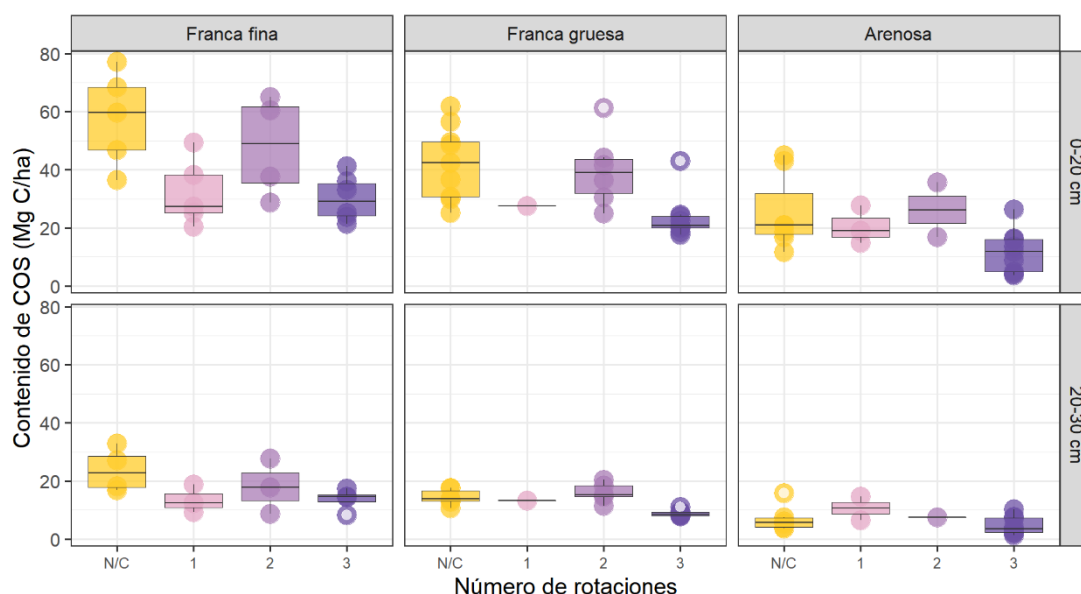


Figura 2.15. Contenido de COS de pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y número de rotaciones para ambas profundidades de suelo.

En la profundidad de 20 a 30 cm, para los suelos francos finos y gruesos la disminución del COS fue en promedio del 25 % luego de la conversión, en la segunda rotación el aumento fue del 27 % entre los rodales de primera y segunda rotación, y entre los rodales de segunda y tercera rotación la disminución fue del orden del 34 %. En los suelos arenosos, luego de la conversión el aumento del COS es del 50 % para luego decaer progresivamente con el aumento de las rotaciones un promedio del 33 % (Figura 2.15).

Modelo lineal múltiple

El modelo lineal múltiple para la estimación del contenido de COS retuvo como variables predictoras significativas el porcentaje de arena, la variable *dummy* “rebrote” que refiere al método de repoblación, y la interacción entre el porcentaje de arena y el número de rotaciones.

La variable “*edad*” fue retenida significativamente con coeficiente negativo. En la Figura 2.16 se presentan los residuos del modelo ajustado para los primeros 20 cm de profundidad con respecto a la edad. En esta figura se observa que para las edades inferiores a 3 años predominaron los residuos positivos, en cambio para las edades subsiguientes los residuos tendieron a ser predominantemente negativos. Este patrón de distribución de los residuos no es aleatorio y por lo tanto esta variable se excluyó del modelo.

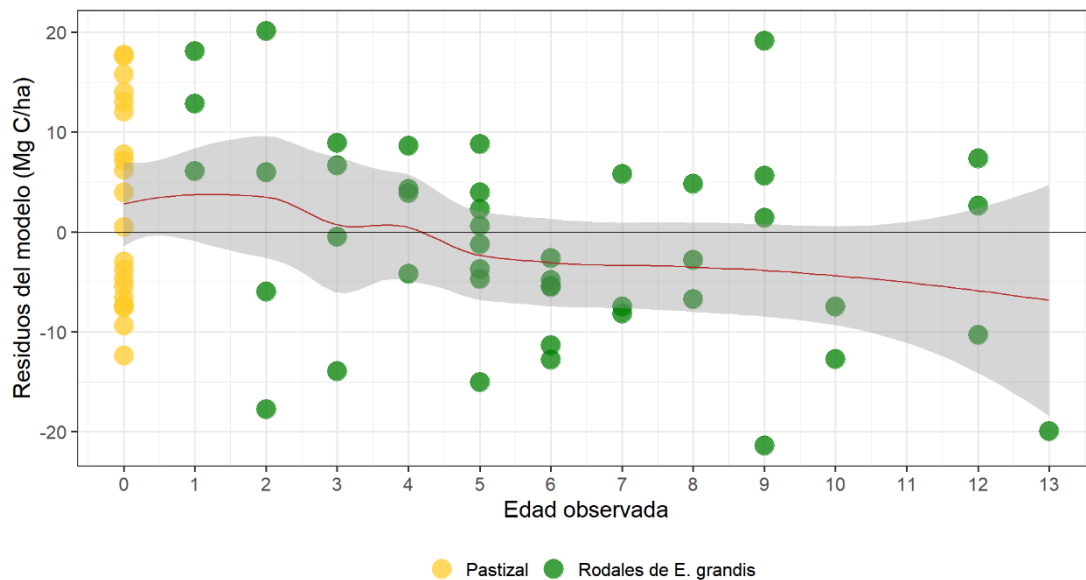


Figura 2.16. Distribución de los residuos del modelo lineal de COS para los primeros 20 cm de profundidad de suelo incluyendo la variable edad.

Referencia: la línea roja muestra la curva de regresión ajustada por el método *loess* con la función *geom_smooth()* del paquete *ggplot2* en R. Los intervalos de confianza se muestran en gris.

Por otro lado en la profundidad de 20 a 30 cm la retención de la variable edad no fue significativa ($p\text{-value} = 0,43485$) y los residuos del modelo tendieron a ser mayores y positivos al aumentar la edad, en particular a partir de los 9 años (Figura 2.17).

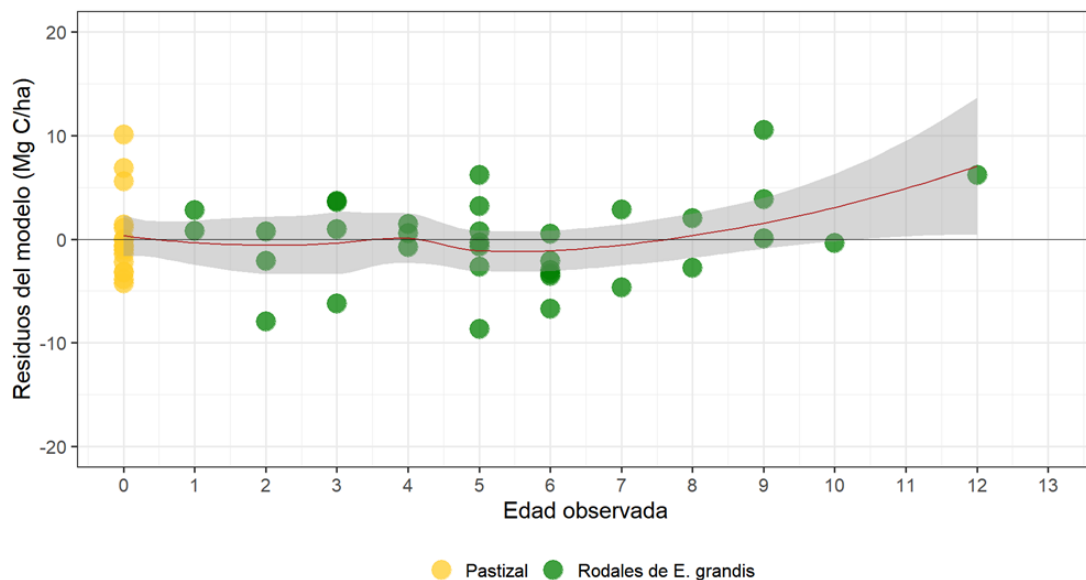


Figura 2.17. Distribución de los residuos del modelo lineal de COS para la profundidad de 20 a 30 cm de suelo incluyendo la variable edad.

Referencia: la línea roja muestra la curva de regresión ajustada por el método *loess* con la función *geom_smooth()* del paquete *ggplot2* en R. Los intervalos de confianza se muestran en gris.

A continuación, se muestra la ecuación resultante general para estimación del contenido de COS para la profundidad de 0 a 20 cm y de 20 a 30 cm.

$$COS\left(\frac{Mg\ C}{ha}\right) = i + a \times porcArena + b \times esRebrote + c \times (porcArena \times numRota)$$

Donde: *COS* = contenido de COS (Mg C/ha); *porcArena* = porcentaje de arena (%); *esRebrote* = es 1 si el método de repoblación del rodal es rebrote y 0 si no lo es o es pastizal; *numRota* = número de rotaciones del rodal y 0 para pastizal; *i* = intercepto; *a*, *b*, *c* = coeficientes.

El modelo ajustado para los primeros 20 cm de suelo explicó el 62,29 % de la varianza del contenido de COS y obtuvo un $R^2 = 0,6403$ (R^2 ajustado = 0,6229; *p-value* = 8,794 E-14). El porcentaje de arena tuvo una influencia sobre contenido de COS negativa y mayor con respecto a la interacción entre el porcentaje de arena y el número de rotaciones. En aquellos rodales repoblados mediante el manejo del rebrote el efecto sobre el COS modelado fue positivo y respondió a la tendencia observada en la Figura 2.11. El error absoluto medio de este modelo fue de 8,29 Mg C/ha.

Las variables independientes tuvieron una influencia diferencial sobre la varianza del modelo. Para los primeros 20 cm de profundidad, cuando se excluye del modelo el porcentaje de arena la varianza explicada por el modelo se redujo de 62,29 % a 30,94 %, en cambio para la interacción entre esta variable y el número de rotaciones alcanzó al 48,23 %. El método de repoblación tuvo una influencia menor que el resto de las variables y al excluir esta variable la varianza explicada resultó del 58,15 %. En la Tabla 2.1 se presentan los valores de los coeficientes para cada variable independiente.

Tabla 2.1. Coeficientes de cada variable independiente para el modelo de contenido de COS (Mg/ha) ajustado para los primeros 20 cm de suelo.

Variable independiente	Coficiente	Valor del coeficiente	<i>p-value</i>
Intercepto (constante)	<i>i</i>	90,72073	< 2,0 E-16
Porcentaje de arena (%)	<i>a</i>	-0,73723	6,4 E-10
Es rebrote (0 o 1)	<i>b</i>	9,47165	6,5 E-03
Interacción porcentaje de arena (%) y número de rotaciones (0, 1, 2 o 3)	<i>c</i>	-0,08069	6,0 E-06

El modelo resultante para la profundidad de 20 a 30 cm explicó el 60,69 % de la varianza del contenido de COS y obtuvo un $R^2 = 0,6309$ (R^2 ajustado = 0,6069; *p-value* = 4,889 E-10). Cada variable retenida tuvo una influencia diferente en el modelo. La exclusión del porcentaje de arena redujo la varianza explicada a 23,01 %, en cambio para la interacción porcentaje de arena y rotación y si el método de repoblación es rebrote o no se redujo a 53,51 % y 54,11 %, respectivamente. Los valores de los coeficientes para cada variable independiente fueron inferiores a los calculados para los primeros 20 cm de suelo, por lo tanto el efecto sobre el COS de cada una de las variables retenidas fue más atenuado (Tabla 2.2). El error absoluto medio de este modelo fue de 3,05 Mg C/ha.

Tabla 2.2. Coeficientes de cada variable independiente para el modelo de contenido de COS (Mg/ha) ajustado para la profundidad de 20 a 30 cm.

Variable independiente	Coefficiente	Valor del coeficiente	<i>p-value</i>
Intercepto (constante)	i	36,216683	9,38 E-15
Porcentaje de arena (%)	a	-0,315481	1,91 E-08
Es rebrote (0 o 1)	b	4,630176	4,65 E-03
Interacción porcentaje de arena (%) y número de rotaciones (0, 1, 2 o 3)	c	-0,023191	3,34 E-03

El modelo ajustado para el perfil de suelo de 0 a 30 cm explicó el 68,57 % de la varianza del contenido de COS y alcanzó un $R^2 = 0,7050$ (R^2 ajustado = 0,6857; p -value = 2,982 E-12). La variable más influyente del modelo fue el porcentaje de arena y al excluirla redujo la varianza explicada al 32,02 %, en cambio la exclusión de la interacción y el método de repoblación produjo un descenso hasta el 56,98 % y 64,80 %, respectivamente. Con respecto a los modelos ajustados para 0-20 cm y de 20-30 cm de profundidad los valores de los coeficientes mantuvieron el signo e indicaron un efecto más acentuado de cada variable independiente sobre el COS (Tabla 2.3), además, se observó un error absoluto medio mayor de 10,31 Mg C/ha.

Tabla 2.3. Coeficientes de cada variable independiente para el modelo de contenido de COS (Mg/ha) ajustado para la profundidad de 0 a 30 cm.

Variable independiente	Coefficiente	Valor del coeficiente	<i>p-value</i>
Intercepto (constante)	i	129,18140	<2,00 E-16
Porcentaje de arena (%)	a	-1,07411	1,86 E-08
Es rebrote (0 o 1)	b	12,42468	0,0132
Interacción porcentaje de arena (%) y número de rotaciones (0, 1, 2 o 3)	c	-0,09937	9,29 E-05

Modelo lineal múltiple con variable aleatoria

Los modelos que incluyeron la variable aleatoria “zona” obtuvieron menores valores de EAM ($\mu = 7,60$ Mg C/ha; $\sigma = 0,35$ Mg C/ha), menor valor de AIC ($\mu = 500,64$; $\sigma = 2,13$) y fueron significativos en términos de p -value con respecto al modelo sin variable aleatoria para estimar el C en el suelo en los primeros 20 cm de suelo, a excepción del modelo con dos grupos dirigidos (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Error absoluto medio (EAM), valor del criterio de Akaike (AIC) y p -value de los modelos para estimar el C en suelo en los primeros 20 cm de suelo con y sin variable aleatoria.

Modelos	EAM (Mg C/ha)	AIC	<i>p-value</i>
Sin variable aleatoria	8,29	502,95	
2 grupos dirigidos	8,29	504,95	1,0000
3 grupos dirigidos	7,36	500,15	0,0285

Modelos	EAM (Mg C/ha)	AIC	<i>p-value</i>
2 k-means	7,54	500,06	0,0270
3 k-means	7,59	499,39	0,0184
4 k-means	7,42	499,66	0,0214
5 k-means	7,39	499,65	0,0214

El EAM desagregado para cada agrupamiento y zona se puede ver en el Anexo (Tabla A.2.8) y en la siguiente figura se muestran la distribución de los residuos de cada modelo con y sin variable aleatoria (Figura 2.18).

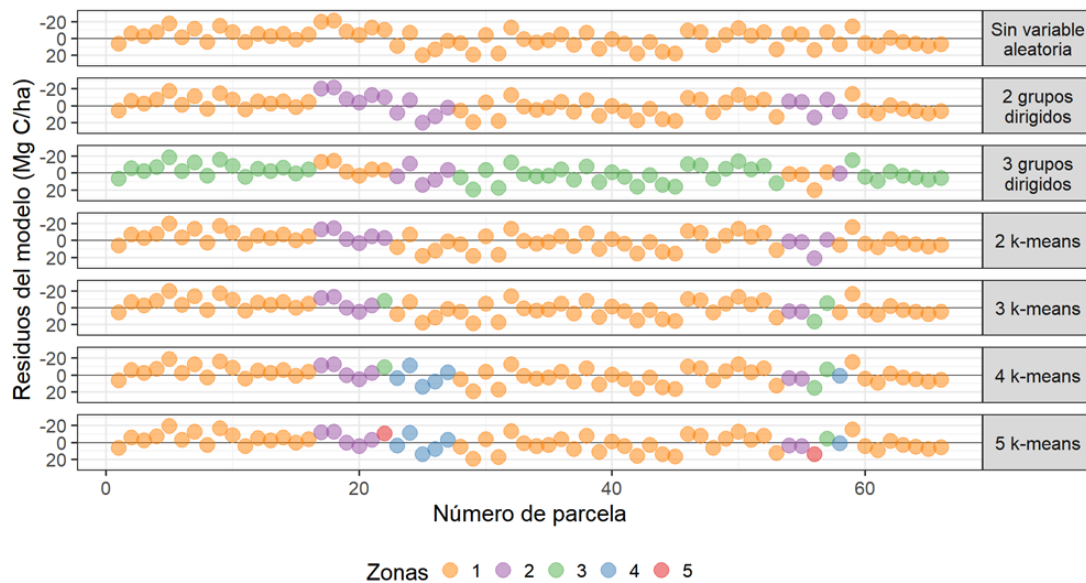


Figura 2.18. Residuos de los modelos para estimar el C en suelo en los primeros 20 cm de suelo con y sin variable aleatoria.

Carbono en la biomasa de pastizales y rodales de E. grandis

El carbono en la biomasa (CB) para las áreas de pastizal, calculado a partir del COS de los primeros 30 cm de suelo, fue decreciente al aumentar la fracción de arena. Los valores medios de CB en pastizales fueron 12,97 Mg/ha ($\sigma = 2,75$ Mg/ha), 8,90 Mg/ha ($\sigma = 2,38$ Mg/ha) y 4,34 Mg/ha ($\sigma = 2,25$ Mg/ha) para suelos francos finos, gruesos y arenosos, respectivamente. En los rodales de *E. grandis* la variabilidad del CB estuvo condicionada por la edad, sin embargo, se observaron valores promedio superiores con respecto a los pastizales en todas las familia de textura de suelos (Figura 2.19). El C en la biomasa de los rodales de *E. grandis* supera en un 47 %, 75 % y 88 % al CB de los pastizales para los suelos de las familias de textura franca fina, gruesa y arenosa, respectivamente.

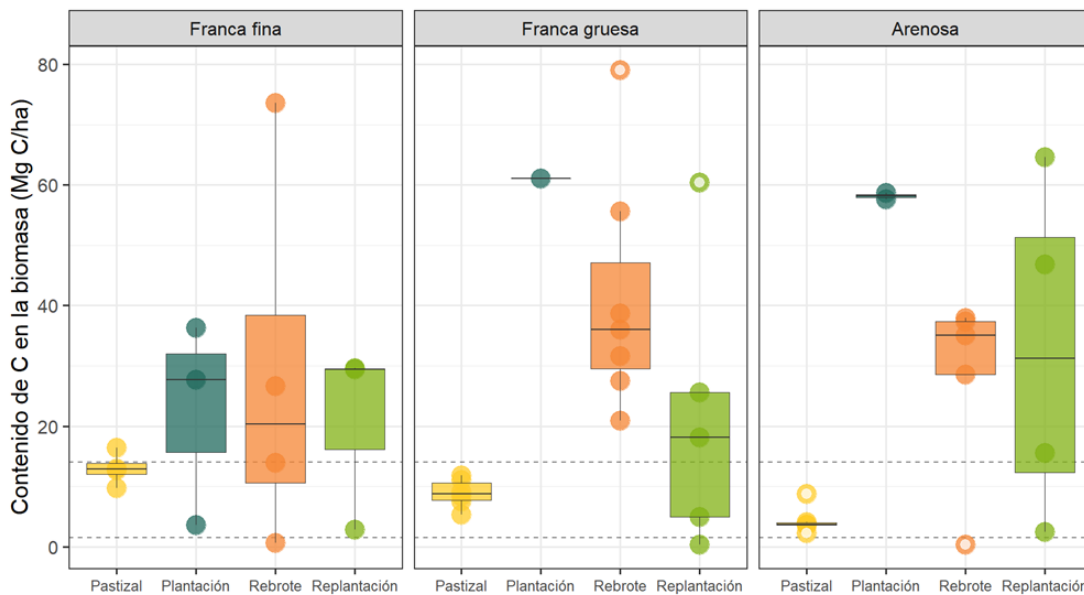


Figura 2.19. Contenido de C en la biomasa en pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por método de repoblación.

Referencias: las líneas punteadas corresponden a los valores de referencias de CB de pastizales calculados en base a Paruelo et al. (2010) y Jobbágy y Jackson (2000).

A partir de los 3 años de edad el CB de los rodales de *E. grandis* superó el CT de los pastizales (15,50 Mg/ha vs 8,21 Mg/ha), luego de esta edad la diferencia con los pastizales se incrementó hasta un máximo a los 7 años (71,90 Mg/ha) y alcanzó valores de CT de 55,65 Mg/ha (+578 %) a los 12 años (Figura 2.20).

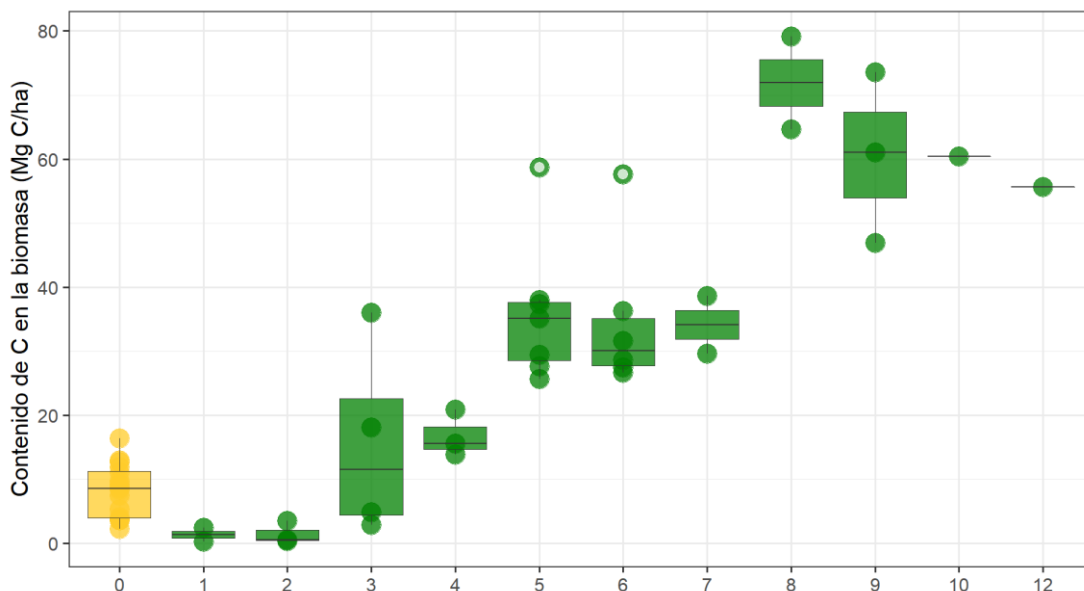


Figura 2.20. Contenido de C en la biomasa en pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por edad.

Carbono total en el ecosistema

La contribución del COS en los primeros 30 cm de suelo y del C en la biomasa (CB) sobre el C total (CT) variaron a lo largo del ciclo de crecimiento de los rodales de *E. grandis* y fue constante para

los pastizales. La mayor proporción de COS sobre el CT se observó hasta los primeros 4 años, luego la proporción del CB fue creciente hasta un máximo a los 8 años (77 % del CT) para luego estabilizarse en valores cercanos al 55 % del CT (Figura 2.21).

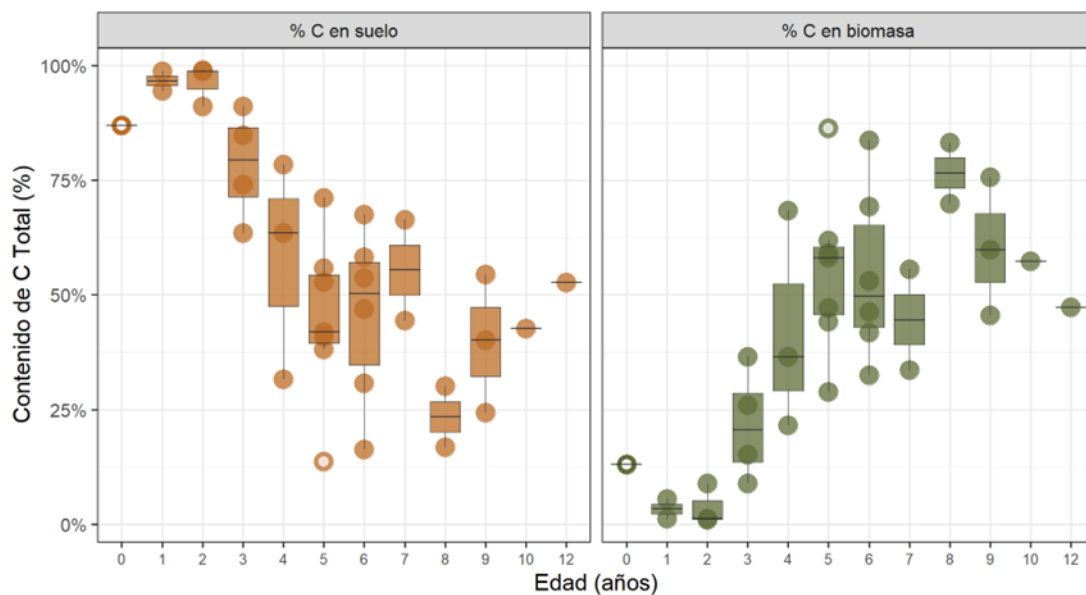


Figura 2.21. Proporción del C en suelo y del C en la biomasa sobre el C total de rodales de *E. grandis* y pastizales (%) por edad.

Referencias: La edad igual a 0 corresponde a pastizal.

El CT promedio de los pastizales fue de 63,15 Mg/ha ($\sigma = 32,00$ Mg/ha) y por tipo de suelos, fue de 99,76 Mg/ha ($\sigma = 21,16$ Mg/ha), 68,47 Mg/ha ($\sigma = 18,32$ Mg/ha) y 33,42 Mg/ha ($\sigma = 17,32$ Mg/ha) para los suelos francos finos, gruesos y arenosos, respectivamente.

El CT promedio de los rodales de *E. grandis* fue de 69,40 Mg/ha ($\sigma = 30,75$ Mg/ha) y para cada familia de textura fue de 76,71 Mg/ha ($\sigma = 36,80$ Mg/ha), 74,26 Mg/ha ($\sigma = 30,24$ Mg/ha) y 57,02 Mg/ha ($\sigma = 23,49$ Mg/ha), para los suelos francos finos, gruesos y arenosos, respectivamente.

En los suelos de la familia de textura franca fina, los pastizales tuvieron valores de CT promedio superiores a los rodales de *E. grandis* de cualquier métodos de repoblación. En los suelos francos gruesos esta tendencia se revirtió y los rodales de *E. grandis* tuvieron valores promedio superiores de CT, salvo para el caso de las replantaciones (57,61 Mg/ha vs 68,47 Mg/ha). En los suelos arenosos y en promedio, el CT de los rodales de *E. grandis* superó al CT de pastizales con valores de 92,11 Mg/ha, 47,02 Mg/ha y 51,99 Mg/ha para plantación, rebrote y replantación, respectivamente (Figura 2.22).

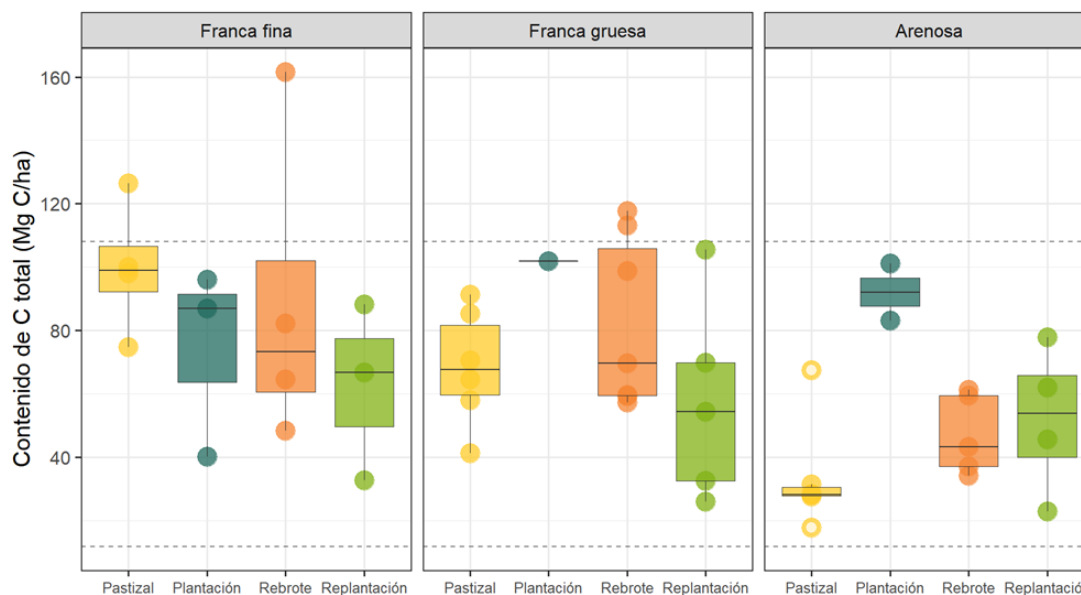


Figura 2.22. Contenido de C total en pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por método de repoblación.

Referencias: las líneas punteadas corresponden a los valores de referencias de CT de pastizales calculados en base a Paruelo et al. (2010) y Jobbágy y Jackson (2000).

La diferencia relativa de CT promedio entre pastizales y rodales de *E. grandis* fue negativa para todos los métodos de repoblación en los suelos de textura fina y para las replantaciones en suelos de textura franca gruesa. En cambio, en las plantaciones y rebrotes establecidos en suelos francos gruesos y en todos los métodos de repoblación en los suelos arenosos la diferencia fue positiva.

En promedio, la disminución del CT fue de -24,5 Mg/ha en los suelos francos finos, en cambio, en los arenosos el incremento promedio fue de 22,7 Mg/ha (Figura 2.23). Las plantaciones de primer ciclo produjeron los mayores aumentos de CT con respecto a los pastizales en suelos francos gruesos y arenosos con 33,5 Mg/ha y 58,7 Mg/ha, respectivamente. En cambio, la mayor diferencia negativa de CT fue con las replantaciones es suelos francos finos (-37,3 Mg/ha).

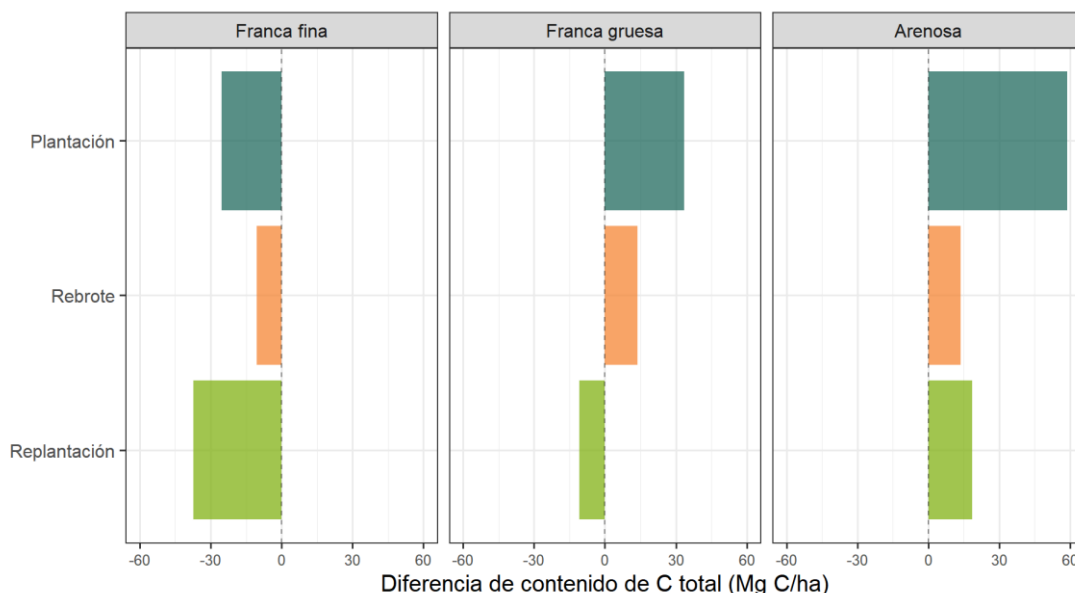


Figura 2.23. Diferencia de contenido de CT de *E. grandis* con respecto a los pastizales (Mg C/ha) por familia de textura de suelo y método de repoblación.

Durante el ciclo de crecimiento, a partir de los 5 años de edad el CT de los rodales de *E. grandis* superó el CT de los pastizales (68,68 Mg/ha vs 63,15 Mg/ha), luego de esta edad la diferencia con los pastizales se incrementó y alcanzó valores de CT de 117,73 Mg/ha (+86 %) a los 12 años (Figura 2.24).

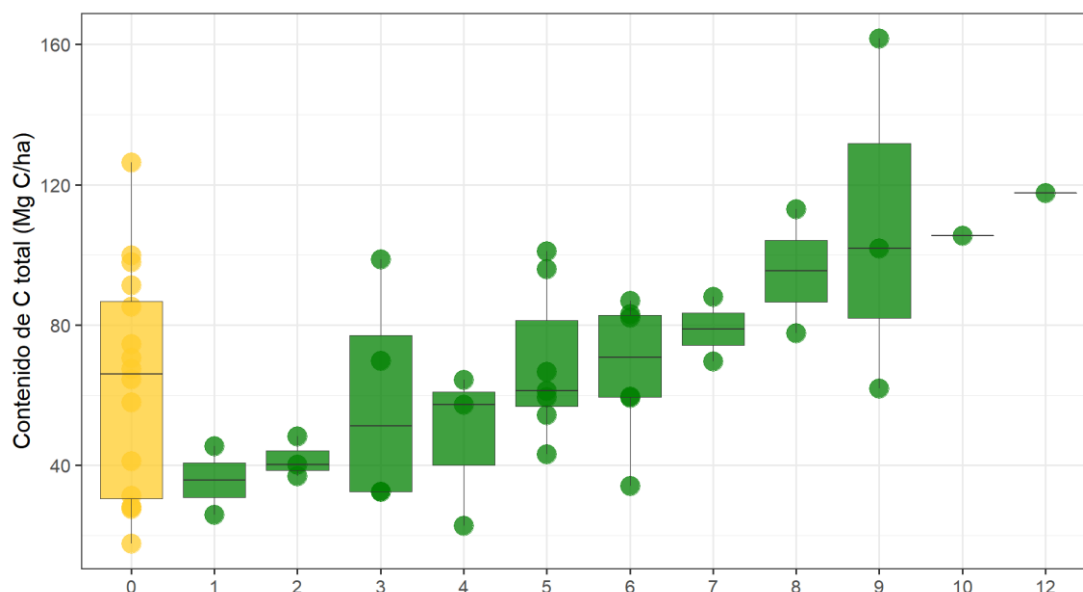


Figura 2.24. Contenido de C total en pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por edad.

En las sucesivas rotaciones se observó una dinámica diferencial del CT promedio para cada tipo de suelo con respecto a los pastizales reemplazados (Figura 2.25). En los suelos de la familia de textura franca fina se observó un descenso del 25 % en la primera rotación, un leve aumento en la segunda rotación (+4 %) y un descenso en la tercera rotación (-41 %) con respecto a los pastizales. El patrón en los suelos francos gruesos fue de un aumento pronunciado en la primera y segunda rotación (+49 % y +31 %) y un descenso del 14 % en el tercer ciclo. En los rodales establecidos en suelos arenoso se

mantuvo un aumento sostenido del CT en todas las rotaciones con respecto a los pastizales aunque más marcado en la primera rotación (+176 %).

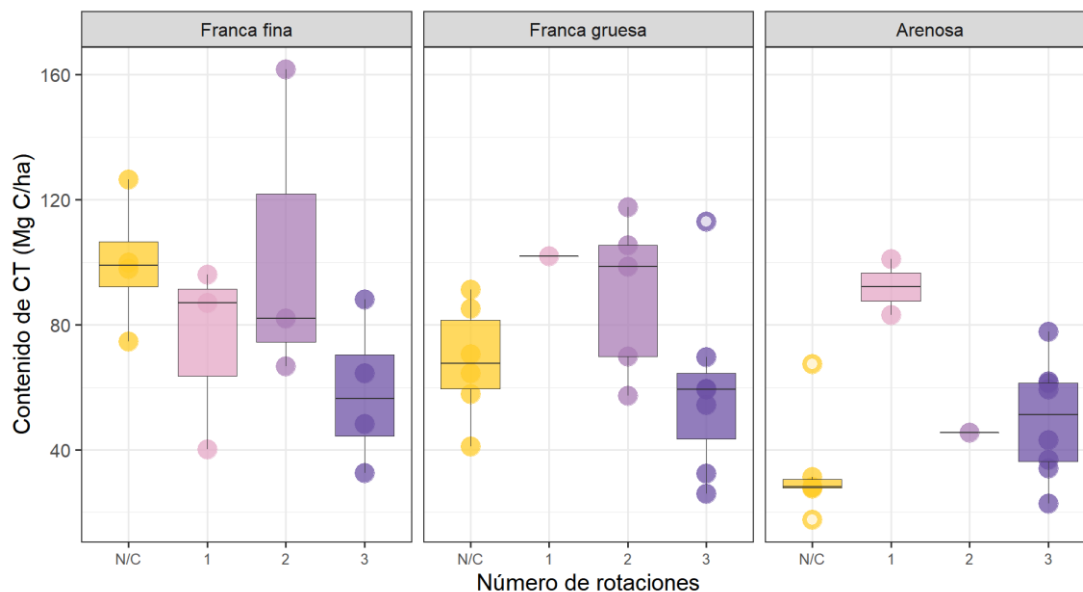


Figura 2.25. Contenido de C total en pastizales y rodales de *E. grandis* (Mg C/ha) por número de rotaciones.

Tasa de acumulación de la biomasa en rodales de E. grandis

El incremento medio anual de la biomasa (IMA) de los rodales de *E. grandis* fue 11,47 Mg/ha.año ($\sigma = 5,96$ Mg/ha.año) y registró un mínimo de 0,36 Mg/ha.año, un máximo de 24,04 Mg/ha.año y un coeficiente de variación del 52 %.

Se observaron leves diferencias de IMA por familias de texturas de suelo con valores promedio de 10,32 Mg/ha.año ($\sigma = 6,41$ Mg/ha.año), 11,31 Mg/ha.año ($\sigma = 5,72$ Mg/ha.año) y 12,87 Mg/ha.año ($\sigma = 5,86$ Mg/ha.año) para los suelos francos finos, gruesos y arenosos.

El gráfico de dispersión del contenido de COS y el IMA de la biomasa de los rodales de *E. grandis* para ambas profundidades por número de rotaciones y familias de texturas (Figura 2.26) no mostró una correlación lineal significativa entre estas variables ($p\text{-value} > 0,6791$).

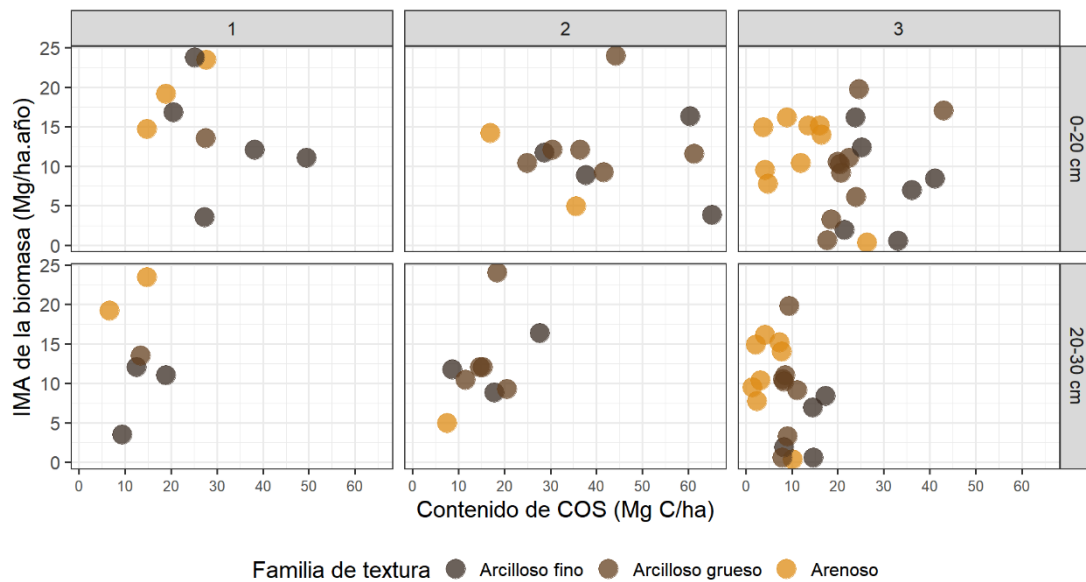


Figura 2.26. Incremento medio anual de la biomasa (Mg/ha.año) vs contenido de COS (Mg C/ha) por número de rotaciones y familias de textura de suelo.

El gráfico de dispersión del contenido de COS y el IMA de la biomasa de los rodales de *E. grandis* para ambas profundidades por número de rotaciones y método de repoblación (Figura 2.27) no mostró una correlación lineal significativa entre estas variables ($p\text{-value} > 0,14$).

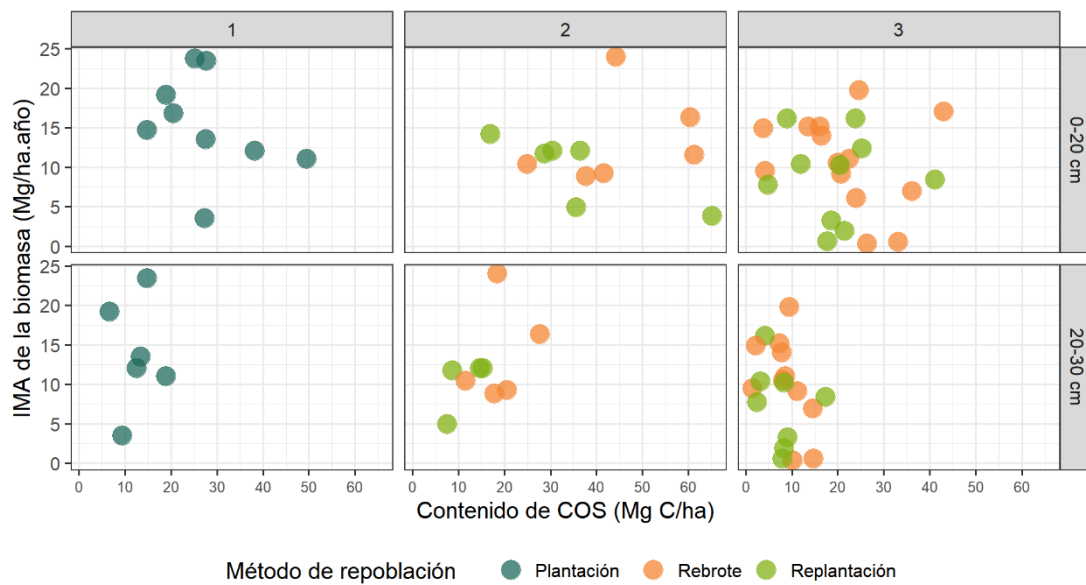


Figura 2.27. Incremento medio anual de la biomasa (Mg/ha.año) vs contenido de COS (Mg C/ha) por número de rotaciones y métodos de repoblación.

Discusión

La cronosecuencia construida con los rodales de *E. grandis* muestreados, tiene una distribución geográfica que permite analizar las tendencias de reemplazo de pastizales por plantaciones forestales sustituyendo la dimensión temporal por el espacio. Este enfoque se utilizó eficazmente para determinar la evolución del COS y el CB en varios estudios (Ranger et al., 1995; García, 2010, Du et al., 2015; Li et al., 2015a) y resulta en una estrategia versátil para abordar procesos de largo plazo. En este estudio se seleccionaron rodales de *E. grandis* establecidos en los suelos más aptos para esta especie en la región y esta condición implica la ausencia de rodales seleccionados en suelos del Orden Vertisol, los cuales son considerados como marginales para la producción (SAGyP e INTA, 1995; García, 2010). En futuros trabajos y con el objetivo de analizar todo el rango geográfico de establecimiento de *E. grandis*, pueden incorporarse los datos de COS obtenidos por García (2010) para estos suelos.

Los rodales de *E. grandis* tienen valores de biomasa seca total y volumen total dentro del rango de valores registrados por Goya et al. (1997) y Giosa (2009). El único dato atípico en términos de biomasa corresponde a un rodal de 13 años, establecido en un suelo de textura franco-arcillo-arenosa con 310 Mg/ha. Este rodal tiene características estructurales particulares (DAP medio: 30,7 cm; altura media: 32,3 m) es asignado a la clase de sitio II (Crechi et al., 2011) y posee un incremento medio anual similar a otros rodales (Figura 2.27), por lo tanto, se decidió su incorporación en el análisis.

En cuanto a las propiedades físicas de los suelos muestreados, el porcentaje de arena, limo y arcilla es similar entre pastizales y rodales de *E. grandis* y se observa un leve aumento en la densidad aparente en las plantaciones de primera rotación. Este comportamiento está asociado a que la textura es una de las propiedades más estable del suelo, en cambio, la densidad aparente es una propiedad dinámica que varía con la condición estructural del suelo y es alterada por el cultivo (USDA, 1999). Las plantaciones de primera rotación establecidas en suelos francos finos y arenosos, registran un aumento del 4 % de la densidad aparente con respecto a los pastizales reemplazados. Este efecto sobre la densidad aparente ha sido evaluado en praderas forestadas del oeste de Uruguay en suelos del tipo Molisol y es atribuido a procesos de acidificación, inestabilidad de las arcillas y posterior pérdida de carbono orgánico del suelo (Céspedes-Payret et al., 2017, Jobbágy y Jackson, 2003).

En los pastizales el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) se encuentra dentro del rango de valores descripto para la región en situaciones similares (Paruelo et al., 2010; Jobbágy y Jackson, 2000; Rossner et al., 2017). Los valores de COS extrapolados a los primeros 50 cm de suelo en suelos francos gruesos y arenosos, son sensiblemente inferiores a los registrados en pastizales establecidos en el orden Vertisol, en cambio, en los suelos francos finos la diferencia entre ambos suelos es mínima 117 vs 119 Mg/ha (García, 2010).

En los rodales de *E. grandis* el promedio de COS para los primeros 30 cm de suelo es similar al reportado para suelos arenosos por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático -IPCC- para la zona climática templada cálida húmeda (Penman et al., 2003) y coincide con los valores observados en plantaciones de *Eucalyptus* spp del norte de Uruguay (Hernández et al., 2016).

Los valores superiores de concentración y contenido de COS de pastizales y rodales de *E. grandis* se encuentran en los primeros 20 cm y decrecen con la profundidad. Esta distribución vertical del COS en el perfil de suelo es conocida y presenta diferencias en la proporción según el clima, el tipo de vegetación y la textura del suelo (Jobbágy y Jackson, 2000; Koutika et al., 2014; Du et al., 2015; Cook et al., 2016, Li et al., 2015; Turner y Lambert, 2000).

Definitivamente, la selección de una determinada profundidad de muestreo implica que una incierta cantidad del COS almacenado no sea cuantificada y constituye una de las decisiones que pretende optimizar los esfuerzos de muestreo en un amplio rango espacial. Jobbágy y Jackson (2000) afirman a partir de un análisis global de distribución de nutrientes de suelo de ~10.400 casos, que en los primeros 20 cm de suelo se distribuye algo más del 40 % del COS con respecto al perfil de un metro de profundidad, en cambio, la profundidad de 20-40 cm representa el 20 % del perfil con escasa variabilidad. A mayor profundidad la contribución oscila entre el 10 y el 5 %. Este patrón de distribución vertical del COS sugiere que las estimaciones realizadas en esta tesis pueden explicar el 50 % de la capacidad de almacenaje al metro de profundidad y, por lo tanto, pueden considerarse conservadoras en cuanto a la magnitud de esa capacidad.

En este trabajo de tesis no se incluyen variables climáticas dentro del ajuste del modelo lineal de COS debido al desbalance en la distribución espacial del muestreo. La variación porcentual de estas variables en el gradiente geográfico del área de estudio oscila entre el 4 y el 12 % y, según el sistemas de clasificación de zonas de vida de Holdridge, corresponde a la zona “Warm Temperate Moist Forest” (Derguy, 2019). En el área de estudio el promedio de precipitación es de 1.524 mm/año ($\sigma = 95,8$ mm/año) y la temperatura media anual de 20 °C ($\sigma = 0,5$ °C). Estos elementos sugieren que el área de estudio es relativamente homogénea en términos climáticos y no se consideró en la distribución de situaciones de muestreo.

Sin embargo Guo y Gifford (2002) a partir de un metaanálisis global y Berthrong et al. (2012) analizando forestaciones de *Eucalyptus* spp en pastizales del Río de La Plata, reportan que en sitios húmedos con precipitaciones superiores a los 1.150 mm se observan pérdidas significativas de COS y que en sitios más secos la diferencia es nula o positiva. En ambos casos existe un interacción entre la precipitación y la edad del rodal. Este aspecto, en particular en el contexto del cambio climático, deberían considerarse para complementar este muestreo y puede conducir a estrategias de manejo silvícola diferenciales como herramienta de planificación regional.

Dinámica del COS durante el ciclo de crecimiento

En los rodales de *E. grandis* se advierte un patrón consistente de la evolución del contenido de COS con el incremento de la edad que varía según el tipo de suelo. Luego de la conversión, el COS presenta un valor inicial inferior al de los pastizales que desciende hasta un mínimo absoluto ubicado entre los 3 y 5 años de edad y luego, en la última etapa, describe dos trayectorias que difieren según la textura de suelo. En los rodales establecidos en suelos francos finos y gruesos, los valores de COS son crecientes hasta alcanzar los niveles de COS iniciales en edades cercanas al turno de corta. En cambio, en los suelos arenosos ese crecimiento continúa hasta valores cercanos al COS promedio que es inferior a los valores iniciales (Figura 2.12).

La trayectoria descrita para los resultados de este estudio es reconocida en un metaanálisis que involucra 204 sitios reforestados a nivel global y en donde se analiza, entre otras variables, la incidencia de la edad sobre el contenido de COS (Paul et al., 2002). Estos autores observan un descenso significativo del COS hasta los 5 años que luego se recupera hasta los niveles iniciales desde la conversión, en particular para los primeros 10 cm de suelo y en menor medida para los primeros 30 cm de profundidad. Por otro lado, Turner y Lambert (2000) observan que en plantaciones de *E. grandis* se produce un rápido descenso del COS hasta los 12 años posteriores al establecimiento y luego se mantienen estables esos valores mínimos hasta los 35 años, sin embargo, esta tendencia de decrecimiento es más leve a mayor profundidad (Turner et al., 2005).

Probablemente esta trayectoria esté relacionada con altas tasas iniciales de descomposición de la materia orgánica derivadas de la preparación de sitio que luego son compensadas por el aporte de la hojarasca durante el ciclo de crecimiento (Turner y Lambert, 2000). Este proceso superficial también implica que una fracción del COS sea lixiviada hacia mayor profundidad, salvo en los suelos arenosos en los cuales la retención de materia orgánica en las partículas de arcilla es sustancialmente menor que en suelos de textura más fina (Oades 1988).

Desde una perspectiva más general, la evolución del COS durante el ciclo de crecimiento puede ser un factor relevante para definir el momento óptimo de cosecha bajo el concepto de rotación ecológica (Kimmins, 1974). Este concepto implica combinar adecuadamente la intensidad y frecuencia de las intervenciones para recuperar los niveles iniciales de productividad del sitio. Por consiguiente, es necesario resaltar que la implementación de un turno de cosecha menor al tiempo requerido para recuperar COS inicial puede intensificar la exportación de nutrientes y afectar negativamente la productividad futura, en especial en los suelos arenosos.

Dinámica del COS en el reemplazo de pastizales por plantaciones de E. grandis

Los resultados obtenidos sugieren que existe una combinación de factores que afectan la capacidad de almacenaje de COS durante el reemplazo de pastizales por plantaciones de *E. grandis*. La influencia relativa sobre el COS de los factores (1) familia de textura de suelo, (2) método de repoblación y (3) número de rotaciones es sintetizado en las Figuras 2.13 y 2.14.

En cuanto al tipo de suelo tanto en los pastizales como en las plantaciones de *E. grandis* se observa una tendencia decreciente del COS promedio en función del aumento de la fracción de arena. Esta mayor capacidad de retención del COS en los suelos de texturas más finas se puede asociar con la protección física que proveen las partículas de arcilla y limo. Esta protección previene la descomposición de la materia orgánica del suelo ya que se forman compuestos orgánicos-minerales complejos que intervienen en la estabilidad del COS (Oaedes 1998; Six et al., 2002). A su vez, la textura regula tasa de descomposición que es mayor en suelos de textura más fina que en arenosos (Goya et al., 2008).

Esta dinámica del COS es alterada en el proceso de conversión de pastizales por plantaciones, debido a que siempre existe una fracción lábil que es afectada por las prácticas de manejo, en especial la preparación de sitio y la cosecha (Six et al., 2002; Turner y Lambert, 2000). La preparación del sitio, previamente al establecimiento de la plantación, estimula la actividad microbiana del suelo, pero el efecto pretendido de activar el ciclo de nutrientes es adverso al secuestro de carbono (Jandl et al., 2007).

Cada método de repoblación difiere de las prácticas de establecimiento y el tratamiento de los residuos de cosecha. En las plantaciones de primer ciclo la preparación de sitio incluye la roturación y el subsolado de toda la superficie plantada o de la línea de plantación. En las replantaciones se realiza un laboreo entre las líneas de plantación anterior y los residuos de cosecha son removidos, acumulados en escolleras o quemados. En los rebrotes las intervenciones posteriores a la cosecha se limitan al raleo de fustes (SAGyP e INTA, 1995; Dalla Tea, 1997; Larocca et al., 2004).

Las prácticas de establecimiento y del tratamiento de los residuos de cosecha descritas implican un gradiente de mayor a menor intensidad de disturbio que ubica en primer lugar a las plantaciones, luego a las replantaciones y finalmente a los rebrotes. Este gradiente es coincidente con la magnitud del descenso de COS en los primeros 20 cm de suelo. En la profundidad de 20 a 30 cm el descenso no es tan marcado e inclusive se observan situaciones de recuperación del COS que pueden estar relacionadas con procesos de lixiviación (Figuras 2.13 y 2.14).

En cuanto al efecto del número de rotaciones en el COS, se observa cierto incremento en los valores de COS en los rodales de segunda rotación con respecto a los de primera rotación, además, estos últimos tienen valores de COS similares o superiores al obtenido en los rodales de tercera rotación. Esta trayectoria de descenso pronunciado luego de la conversión y cierta recuperación del

COS es coincidente con una revisión del cambio en el COS en plantaciones de *Eucalyptus* spp en Brasil (Fialho et al., 2012). Estos autores observan que los rodales de primera rotación presentaron valores medios negativos, mientras que los de la segunda rotación mostraron cambios medios positivos del COS, en comparación con la vegetación nativa reemplazada. Sin embargo, este efecto puede estar condicionado por el tipo de suelo, la duración de la rotación y la profundidad considerada. Por ejemplo, Li et al. (2015b) observan, en plantaciones de eucalipto con rotaciones de 8 años, que el COS es superior en los rodales de primera rotación que en los de segunda rotación, y este efecto es más acentuado en los primeros 20 cm de suelo que a mayor profundidad donde esta tendencia se revierte.

En el presente estudio la tendencia de decrecimiento, crecimiento y luego decrecimiento con el avance de las rotaciones, se observa con similar magnitud en los suelos francos finos y gruesos y en menor medida en los suelos arenosos. Además, este efecto se revierte en suelos arenosos a la profundidad de 20 a 30 cm en los rodales de primera rotación con respecto al pastizal (+50 %). Esto sugiere que existe una interacción entre el efecto descrito para los diferentes tipos de suelos, métodos de repoblación y número de rotación que es conceptualizado en un modelo lineal múltiple.

Modelo lineal múltiple de COS

La descripción de los procesos mencionados anteriormente sugiere que la variación de la textura de suelo, el método de repoblación y el número de rotaciones conforman un conjunto de indicadores que pueden contribuir a conceptualizar la dinámica del COS. En particular, se seleccionaron las variables porcentaje de arena, la variable *dummy* rebrote con estado 0 o 1, y la interacción del porcentaje de arena y el número de rotaciones. Esta selección dirigida de variables es producto de la observación de las tendencias descritas en las Figuras 2.10, 2.11 y 2.15 las cuales sintetizan el comportamiento del COS en función de la textura del suelo, el método de repoblación, el número de rotaciones y sus interacciones. Dentro del conjunto de decisiones para la selección de variables se encuentra la exclusión de factores que no son estadísticamente significativos o que no tienen una distribución de los residuos aleatoria como el caso de la variable edad. En el mismo sentido, la inclusión de una variable aleatoria complejiza el modelo y no implica una mejora sustancial en términos de EAM (Tabla 2.4) y en promedio es de 7,60 Mg C/ha vs 8,29 Mg C/ha. Ambas estrategias, observación y exclusión dirigida de variables, son consideradas superadoras a los procedimientos automáticos del tipo *stepwise* y resulta en los modelos presentados en las tablas 2.1, 2.2 y 2.3.

Los coeficientes son negativos para las variables independientes porcentaje de arena y la interacción entre esta variable y el número de rotaciones, por lo tanto, un aumento de la fracción de arena y la combinación entre esta fracción del suelo y el número de rotaciones determina una reducción de la capacidad de almacenaje de COS. Este efecto coincide con el aumento del contenido de COS al incrementar el porcentaje de arcilla observado en plantaciones de eucaliptos en Brasil (Cook et al.,

2016). Sin embargo, en este estudio la variabilidad del porcentaje de arena es mayor que para las otras fracciones y la inclusión de la variable porcentaje de arcilla reduce la varianza explicada al 53,39 %. En cuanto al método de repoblación, en los rodales repoblados mediante la conducción del rebrote la variable adquiere valor 1 y el coeficiente es positivo, por lo tanto, la capacidad de almacenaje es significativamente mayor que para otros métodos de repoblación, en particular para los suelos francos finos y grueso (Figuras 2.13 y 2.14).

La incidencia de la edad del rodal en el modelo de COS es significativa y aumenta la varianza explicada por el modelo un 4 % para los primeros 20 cm y es no significativa para la profundidad de 20 a 30 cm. Al incluir esta variable en el modelo, el coeficiente resultante es negativo y por lo tanto al aumentar la edad del rodal el COS se reduce. Esta tendencia no se pudo demostrar con los resultados obtenidos y responde a considerar en el modelo la edad igual a cero para los pastizales y que además contienen los valores superiores de COS. Como consecuencia de este comportamiento artificioso esta variable no fue incluida en el modelo.

Como corolario de lo expuesto anteriormente la **Hipótesis 1** “*Las prácticas silvícolas de establecimiento y cosecha de los rodales de *E. grandis*, provoca una disminución de los almacenajes de COS con respecto a los pastizales que reemplazan*” no es rechazada.

Carbono total en el ecosistema: suelo + biomasa

El carbono en la biomasa (CB) de los rodales de *E. grandis* es significativamente superior al registrado para la misma especie en suelos del orden Vertisol de Entre Ríos (García, 2010). Esta autora registra valores entre 51 y 66 Mg C/ha para rodales de 6 a 8 años y en este estudio se observan valores de CB entre 67,6 y 108,5 Mg C/ha. Esta mayor capacidad de almacenaje de CB estaría asociada a los mejores crecimientos registrados para estos suelos sobre los suelos vérticos (SAGyP e INTA, 1995). El CB de los pastizales se encuentra dentro del rango descrito por Paruelo et al. (2010) y Jobbágy y Jackson (2000) y se observa un único valor excepcional de CB (16,4 Mg/ha) que estaría asociado a suelos con el más alto contenido de COS y de porcentaje de arcilla y la más baja proporción de la fracción de arena de todo el muestreo.

En este trabajo no se consideró la biomasa de las raíces en el cálculo de la biomasa total de *E. grandis* ni de pastizales. Existen algunos estudios que cuantifican este compartimento en el área de estudio (Luy et al., 1997; García, 2010; Pérez et al. 2013; Frangi et al., 2016; Paruelo et al., 2010). En las plantaciones de *E. grandis* el C se almacena mayoritariamente en la biomasa aérea (Frangi et al., 2016), sin embargo hay diferencias en la capacidad de almacenamiento a diferentes edades y profundidades de suelo. En general, se observa una disminución de la proporción de biomasa de raíces al aumentar la edad (Luy et al., 2010; García, 2010) y una concentración de las raíces hacia las capas superficiales del suelo (Pérez et al., 2010). En suelos del Orden Entisol la relación entre las raíces y la biomasa total

oscila entre el 3 % y el 11 % y puede considerarse dentro del rango y por debajo de la media con respecto a otras especies (Luy et al., 1997). En contraposición, en los pastizales el depósito mayoritario de C es el subterráneo, no obstante en las raíces sólo se concentra el 6,6 % del C (Paruelo et al., 2010). Los valores de CT obtenidos están subestimados debido a que no se consideró la biomasa de raíces, sin embargo es aceptable asumir que las variaciones relativas entre pastizales y plantaciones se mantienen en el orden del 7 %. De todas formas estos antecedentes deberían ser incorporados para mejorar la cuantificación de la capacidad de almacenaje en la biomasa subterránea.

El carbono orgánico del suelo (COS) en los rodales de *E. grandis* es más influyente sobre el carbono total (CT) que el CB (Figura 2.21). Particularmente durante los primeros 5 años de establecida la plantación el 75 % del CT es derivado del COS y es coincidente con la proporción observada en plantaciones de eucalipto en el sur de China (Du et al., 2015). Entre los 6 y 12 años de establecido el rodal, la proporción de COS sobre el CT es del 43 % en promedio y es levemente superior al 38,5 % observada para híbridos de *Eucalyptus* en el sur de Brasil (Viera y Rodríguez-Soalleiro, 2019). En los pastizales la proporción de COS y CB es invariable debido a que el CB se calculó a partir de referencias bibliográficas descriptas en la metodología.

La mayor incidencia del COS sobre el CT en los rodales de *E. grandis* podría condicionar la máxima capacidad de almacenaje del sistema, en particular en los primeros años de desarrollo del rodal. La magnitud de las variaciones del COS impacta en mayor medida sobre el CT que las variaciones en la acumulación de la biomasa, por lo tanto se observa un patrón de crecimiento y decrecimiento coincidente entre COS y CT. Las tendencias de acumulación de COS pueden estar influenciadas por el contexto ecológico en donde están establecidas las plantaciones y en particular por el régimen de precipitaciones. En el reemplazo de pastizales por plantaciones de eucaliptos las pérdidas de COS son mayores en regímenes más húmedos y en particular en sitios con precipitación anual mayor a los 1200 mm (Berthrong et al., 2012). En el área de estudio la precipitación anual es de alrededor de 1500 mm anuales por lo que las pérdidas de COS son esperables (Figuras 2.13 y 2.14), sin embargo, son compensadas parcialmente por las ganancias de CB (Figura 2.22).

Al efecto generalizado del régimen de precipitaciones es necesario añadir las características propias del suelo y de las prácticas silvícolas aplicadas. Esta interacción de factores es claramente observada en las plantaciones de primer ciclo establecidas en suelos arenosos, las cuales presentan un 176 % más de CT que los pastizales reemplazados (Figuras 2.22 y 2.23). Este incremento en la capacidad de almacenaje de C total es identificado como un efecto positivo en plantaciones de *Eucalyptus* spp y es atribuido al aumento de la capacidad de almacenaje de COS en suelos con bajos niveles de materia orgánica (Zhang et al., 2018), y también a la mayor tasa de acumulación de CB asociada a las altas tasa de crecimiento (Viera y Rodríguez-Soalleiro, 2019). En contraposición, en suelos de la familia de textura más fina la capacidad de almacenaje de CT se reduce un 25 % en

plantaciones de primer ciclo (Figuras 2.22 y 2.23), lo cual se explica por una reducción de la capacidad de almacenaje de COS del orden del 40 % (86,79 Mg/ha vs 52,28 Mg/ha) que no es compensada por el incremento de acumulación de CB del 74 % (12,97 Mg/ha vs 22,52 Mg/ha).

Estos resultados sugieren que la incidencia positiva en el CT del reemplazo de pastizales por plantaciones de *E. grandis* en suelos arenosos es una combinación de factores que incluyen una mayor acumulación de COS asociada a los aportes de la hojarasca y una acumulación mayor de CB vinculada a los sitios de mejor aptitud para la especie.

Esta magnitud de acumulación de CT en los suelos arenosos no es atenuada en los sucesivos ciclos de plantación y cosecha por los procesos descritos durante el establecimiento y tratamiento de residuos postcosecha, aunque se observa una tendencia decreciente y positiva de acumulación de CT al aumentar las rotaciones (Figura 2.25). En los suelos de texturas intermedias la tendencia de acumulación también es decreciente y es revertida en la tercera rotación. Esta trayectoria está vinculada con un marcado descenso del COS en la tercera rotación con respecto a los pastizales (29,52 Mg C/ha vs 59,57 Mg C/ha) aún con incrementos del 233 % en el CB de eucalipto (29,68 Mg C/ha vs 8,9 Mg C/ha). Esta dinámica fue observada por Zinn et al. (2002) en plantaciones de *Eucalyptus* spp establecidas en suelos de textura gruesa del *Cerrado* brasileiro. Estos autores afirman que la pérdida de COS observada es debida a la intensidad del laboreo y no compensa la menor tasa de descomposición de estos suelos con respecto a los de textura más fina.

En resumen y a partir de los resultados obtenidos se infiere que el CT es significativamente mayor en los rodales de *E. grandis* con respecto pastizales en los suelos arenosos y francos gruesos para todos los métodos de repoblación, con excepción de las replantaciones. Esta tendencia positiva de acumulación se revierte en suelos de textura fina, y es explicada en gran parte por la mayor incidencia del COS en el CT, la magnitud de la pérdida de COS en el reemplazo de pastizales y, en parte, por una tasa de acumulación de biomasa menor asociada a limitantes para el crecimiento de *E. grandis*.

En consecuencia, con lo anteriormente expuesto la **Hipótesis 2** “*La biomasa media de los rodales de E. grandis durante el ciclo de crecimiento es mayor que la biomasa media de los pastizales, por lo tanto, el sistema suelo + biomasa de E. grandis presenta un mayor almacenaje de C que los pastizales adyacentes, superando la pérdida de COS ocurrida durante el reemplazo*” es rechazada parcialmente.

Tasas de acumulación de biomasa y COS

Los resultados obtenidos no muestran una relación consistente entre el incremento medio anual (IMA) de la biomasa y el contenido de COS, en los primeros 20 cm de suelo y de 20 a 30 cm de profundidad, para las variables familia de textura de suelo y método de repoblación (Figuras 2.26 y 2.27). La tasas de crecimiento de la biomasa más altas (~25 Mg/ha.año) se encuentran entre los 25 y

45 Mg C/ha para las tres familias de texturas analizadas y, además, los valores medios de IMA están distribuidos a lo largo de todo el rango de valores de COS.

Estos resultados contradicen las advertencias en cuanto a la pérdida de rendimiento potencial de las plantaciones asociadas a las pérdidas de COS (Berthrong et al., 2009), en cambio, coinciden con otras situaciones en las cuales no se observa diferencias significativas en el rendimiento. Por ejemplo, en el reemplazo de pasturas degradadas por *Eucalyptus* spp en suelos arenosos del orden Oxisol del SE de Brasil (Cook et al., 2014) y también en área subtropical de China (Li et al., 2015b).

Es probable que el efecto de la reducción del COS no se refleje en la tasa de incremento de la biomasa debido a que los rodales tienen un turno de corta cercano al óptimo. En este estudio la contribución del COS al CT llega a un mínimo promedio a los 8 años de edad y luego presenta una contribución creciente al CT hasta los 13 años (Figura 2.21). Este concepto es explorado por Zhou et al. (2017) quienes confirman que la tasa de incremento de la biomasa en plantaciones de eucalipto se reduce drásticamente en edades avanzadas (>13 años) y atribuye esta reducción a la mortalidad densodependiente y a la disminución del contenido de COS a un nivel más bajo que previo a la plantación. La edad en la cual la tasa de acumulación de la biomasa es no declinante y la contribución del COS al CT es alta, puede aportar a la definición de la duración óptima de la rotación y, por lo tanto, aumentar la capacidad de almacenamiento de C de todo el sistema.

El contenido de COS puede no ser un indicador sensible de los factores limitantes del crecimiento debido a que los niveles de COS están enmascarados por otros atributos del suelo como la textura o densidad aparente o por determinados procesos como la mineralización de la materia orgánica (Bauhus et al., 2002). Los indicadores de la fertilidad del suelo como el COS pueden estar asociados a la productividad, pero la productividad por sí misma no sería un buen indicador del mantenimiento de la fertilidad. Esto se explica porque el rendimiento de un rodal puede estar asociado a factores ajenos al suelo, como la preparación de sitio, las prácticas silvícolas, la genética y también por factores externos como el cambio climático (Bauhus et al., 2002).

Los resultados obtenidos sugieren que es probable que sea otro el factor limitante de la productividad de sitio. Por ejemplo, Frangi et al. (2016) afirman que la elevada productividad primaria neta de las plantaciones de *E. grandis* en suelos arenosos es sostenida por la alta eficiencia en el uso del agua, de fósforo y de nitrógeno. En el mismo sentido, en un amplio gradiente geográfico de plantaciones de *E. grandis* × *urophylla* del NE de Brasil, Stape et al. (2004) afirman que el recurso limitante para la productividad es el agua y que su disponibilidad afecta la eficiencia del uso de los recursos y la asignación de biomasa a raíces, tallos y hojas.

En consecuencia la **Hipótesis 3** “*La tasa de acumulación de la biomasa en los rodales de E. grandis disminuye al aumentar el número de rotaciones debido a la pérdida de COS y este efecto es más acentuado en plantaciones establecidas en suelos arenosos*” es rechazada.

Conclusiones

Los rodales de *E. grandis* presentan menos C orgánico del suelo (COS) que los pastizales y la magnitud de esta disminución es del orden del 37 %. En los primeros 30 cm de suelo los pastizales registran entre 29,07 Mg/ha y 86,79 Mg/ha de COS en cambio en los rodales de *E. grandis* el COS oscila entre 19,14 Mg/ha y 60,45 Mg/ha (Figura 2.11). El impacto es mayor en los primeros 20 cm de suelo que a mayor profundidad y disminuye al aumentar la fracción de arena. Sólo en los rodales de primer ciclo establecidos en suelos arenosos se revierte esta tendencia de disminución y se observa un 17 % de aumento del contenido de COS con respecto a los pastizales (33,93 Mg/ha vs 29,07 Mg/ha).

La disminución del COS en el reemplazo de pastizales por plantaciones de *E. grandis* está vinculada a un efecto combinado de la textura de suelo, el método repoblación y, en menor medida, de la interacción entre el tipo de suelo y el número de rotaciones. La contribución parcial de cada una de estas variables se sintetizó en un modelo lineal que retiene con coeficientes negativos el porcentaje de arena y su interacción con el número de rotaciones, y con coeficiente positivo a los rodales repoblados mediante el manejo de rebrote. Este modelo explica entre el 62 % y el 60 % de la varianza del COS (Tabla 2.1 y Tabla 2.2).

El contenido de C total (CT) promedio de los rodales de *E. grandis*, el cual incluye el COS de los primeros 30 cm de suelo y el C en la biomasa aérea (CB), superó levemente al C total de los pastizales (69,40 Mg/ha vs 63,15 Mg/ha), sin embargo hubo diferencias de magnitud y sentido para cada tipo de suelo. En los suelos de la familia de textura franca fina, los pastizales tuvieron valores de CT promedio superiores (99,76 Mg/ha) a los rodales de *E. grandis* para todos los métodos de repoblación analizados (76,71 Mg/ha). En los suelos francos gruesos, la tendencia de pérdida de CT en sitios de *E. grandis* se revierte, salvo para el caso de las replantaciones. En cambio, en los suelos arenosos el CT de los pastizales (33,42 Mg/ha) fue menor que para las plantaciones de *E. grandis* con valores de 92,11 Mg/ha, 47,02 Mg/ha y 51,99 Mg/ha para plantación, rebrote y replantación, respectivamente (Figura 2.22).

El incremento del CT en suelos arenosos luego del reemplazo de pastizales por plantaciones, está asociado a un aumento en la capacidad de almacenaje de COS en suelos pobres en materia orgánica y una mayor tasa de acumulación de biomasa vinculada a sitios con mejor aptitud para *E. grandis*.

El contenido de COS de cada tipo de suelo no presenta una relación estadísticamente significativa con el incremento medio anual de los rodales de *E. grandis* al aumentar el número de rotaciones. Este comportamiento sugiere que el rendimiento del rodal puede estar influenciado por procesos externos al suelo como las prácticas silvícolas aplicadas, y que puede ser otro el factor limitante de la productividad del sitio como el fósforo o el nitrógeno.

Bibliografía

- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J. y Augusto, L. (2015) Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 348, 124-141.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723, <http://dx.doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Bauhus, J., Khanna, P.K., Hopmans, P. y Weston, C. (2002). Is soil carbon a useful indicator of sustainable forest soil management?—a case study from native eucalypt forests of south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 171(1-2), 59-74.
- Berthrong S.T., Piñeiro G., Jobbágy E.G y Jackson, R.B. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, 22(1), 76–86. <https://doi.org/10.1890/10-2210.1>
- Berthrong, S.T., Jobbágy, E.G. y Jackson, R.B. (2009) A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19(8), 2228-2241.
<https://doi.org/10.1890/08-1730.1>
- Carrasco-Letelier, L., Eguren, G., Castiñeira, C, Parra, O. y Panario, D. (2004) Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus* sp. at the northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution*, 127(1), 49-55. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00258-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00258-6)
- Céspedes-Payret, C., Bazzoni, B., Gutiérrez, O. y Panario, D. (2017). Soil Organic Carbon vs. Bulk Density Following Temperate Grassland Afforestation. *Environmental Processes*, 4(1), 75-92.
<https://doi.org/10.1007/s40710-016-0197-4>
- Cochran, W.G. (1977). *Sampling Techniques* (3rd ed.). New York, United States: John Wiley.
- Cook, R.L., Binkley, D. y Stape, J.L. (2016). *Eucalyptus* plantation effects on soil carbon after 20 years and three rotations in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 359, 92-98.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.035>
- Cook, R.L., Binkley, D., Mendes, J.C.T. y Stape, J.L. (2014). Soil carbon stocks and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 324, 37-45. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.019>
- Crechi, E.H., Fassola, H.E., Keller, A.E. y Barth, S.R. (2011) Desarrollo de funciones de índice de sitio para *Eucalyptus grandis* cultivado en la Mesopotamia argentina. *RLA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 37(3), 238-248. <https://www.redalyc.org/pdf/864/86421245008.pdf>

- Dalla Tea, F. (1997). Replantación de *Eucalyptus grandis*: efectos de la quema de residuos y fertilización en suelos arenosos del noreste de Entre Ríos. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 102(1), 23-31. <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/881/635>
- Delgado, S., Alliaume, F., Garcia Prechac, F. y Hernandez, J. (2006). Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia*, X(2), 95-108.
- Derguy, M.R. (2019). *Clasificación ecológica para la República Argentina a partir del modelo de zonas de vida de Holdridge (1947, 1967): mapeo, caracterización y tendencias de cambio*. [Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata] <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/90454>
- Du, H., Zeng, F., Peng, W., Wang, K., Zhang, H., Liu, L. y Song, T. (2015) Carbon Storage in a *Eucalyptus* Plantation Chronosequence in Southern China. *Forests*, 6(6), 1763-1778. <https://doi.org/10.3390/f6061763>
- Eclesia, R. P., Jobbagy, E. G., Jackson, R. B., Biganzoli, F. y Piñeiro, G. (2012). Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, 18(10), 3237–3251. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x>
- FAO. (2009). *Guía para la descripción de suelos - Cuarta edición*. <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf>
- Fassola, H.; Crechi, E.; Keller, A.; Barth, S. y Costa, J. (2006). Funciones de volumen total para *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden implantado en el NE de la provincia de Entre Ríos, Argentina. 12as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales – FCF, UNaM – EEA Montecarlo, INTA
- Fialho, R.C. y Zinn, Y.L. (2012). Changes in soil organic carbon under *Eucalyptus* plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degradation & Development*, 25, 428-437. <https://doi.org/10.1002/ldr.2158>
- Frangi, J., Pérez, C., Goya, J., Tesón, N., Barrera, M. y Arturi, M. (2016). Modelo empírico integral de una plantación de *Eucalyptus grandis* en Concordia, Entre Ríos. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 191-204. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000100018>
- García Préchac, F., Pérez Bidegain, M., Christie, S. y Santini, P. (2001) Efecto de la intensidad de laboreo en el crecimiento aéreo y radicular de *Eucalyptus dunnii* y sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo. *Agrociencia*, V(1), 1-9. <http://www.fagro.edu.uy/agrociencia/index.php/directorio/article/view/564>

- García, M.A. (2010) *Fijación de carbono en la biomasa arbórea, la necromasa y el suelo de plantaciones de Eucalyptus grandis con diferentes manejos en Vertisoles de la provincia de Entre Ríos*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Córdoba]
https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_concordia_tesis_fijacion_de_carbono_en_la_bioma_sa.pdf
- Giosa, R. (2009) *Cuantificación del contenido de nutrientes en trozas comerciales de Eucalyptus grandis con destino a la fabricación de pulpa y su relación con el tipo de suelo*. [Tesis de grado, Universidad de la República (Uruguay)] <https://hdl.handle.net/20.500.12008/24604>
- Gómez Giraldo, J.C. (2013) *Manual de Prácticas de Campo y del Laboratorio de Suelos*.
https://repositorio.sena.edu.co/bitstream/11404/2785/1/practicas_campo_laboratorio_suelos.pdf
- Gonçalves J.L.M., Stape J.L., Laclau J-P., Smethurst P. y Gava J.L. (2004) Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. *Forest Ecology and Management*, 193(1-2), 45-61. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.022>
- Goya J.F., Arturi, M., Sandoval, D.M., Pérez, C.A. y Frangi, J.L. (2013). Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus grandis* sobre el contenido de N del suelo en el NE de Entre Ríos. IV Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Misiones, Argentina.
- Goya J.F., Frangi, J.L. y Dalla Tea, F. (1997). Relación entre biomasa aérea, área foliar y tipos de suelos en plantaciones de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 102(1), 11-21.
<http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/880>
- Goya J.F., Frangi, J.L., Pérez, C. y Dalla Tea, F. (2008) Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Ríos, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 29(3), 217-226. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002008000300005>
- Goya, J.F., Frangi, J.L., Denegri, G. y Larocca, F. (2009) Simulación del impacto de diferentes regímenes de cosecha sobre el capital de nutrientes e indicadores económicos en plantaciones de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *AUGMDOMUS*, 1, 1-17.
<https://revistas.unlp.edu.ar/index.php/domus/article/view/18>
- Guo, L. B. y Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Hernández, J., del Pino, A., Vance, E.D., Califra, A., del Giorgio, F., Martínez, L. y González-Barrios, P. (2016). *Eucalyptus* and *Pinus* stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 368, 28-38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.007>

- Jain, A. K. (2010). Data clustering: 50 years beyond K-means. *Pattern Recognition Letters*, 31(8), 651-666. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.011>
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K. y Byrne, K.A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4), 253-268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Jobbágy E.G. y Jackson, R.B. (2001). The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry*, 53, 51-77. <https://doi.org/10.1023/A:1010760720215>
- Jobbágy E.G., Vassallo, M., Farley, K.A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Nosoetto, M.D., Jackson, R.B. y Paruelo, J.M. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, X(2), 109-124.
- Jobbágy, E.G. y Jackson R.B. (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423-436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Jobbágy, E.G. y Jackson R.B. (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423-436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Jobbágy, E.G. y Jackson, R.B. (2003) Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, 64, 205-229. <https://doi.org/10.1023/A:1024985629259>
- Jobbágy, E.G., Vassallo, M., Farley, K.A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F, Nosoetto, M. D., Jackson, R.B. y Paruelo, J. M. (2006) Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, X(2), 109-124.
- Kimmins, J.P. (1974). Sustained yield, timber mining, and the concept of ecological rotation: a British Columbian view. *The Forestry Chronicle*, 50, 27-31. <https://pubs.cif-ifc.org/doi/pdf/10.5558/tfc50027-1>
- Koutika, LS., Epron, D., Bouillet, JP. y Mareschal, L. (2014) Changes in N and C concentrations, soil acidity and P availability in tropical mixed acacia and eucalypt plantations on a nutrient-poor sandy soil. *Plant Soil* 379(1-2), 205–216. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2047-3>
- Laganière, J., Angers, D.A. y Paré, D. (2010), Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1), 439-453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Larocca, F., Dalla Tea, F. y Aparicio, J.L. (2004). Técnicas de implantación y manejo de *Eucalyptus grandis* para pequeños y medianos forestadores en Entre Ríos y Corrientes. XIX Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, Octubre de 2004.

- Li, D., Niu, S. and Luo, Y. (2012). Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*, 195(1), 172-181.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x>
- Li, S., Su, J., Liu, W., Lang, X., Huang, X., Jia, C., Zhang, Z. y Tong, Q. (2015a) Changes in biomass carbon and soil organic carbon stocks following the conversion from a secondary coniferous forest to a pine plantation. *PLOS ONE*, 10(9), e0135946.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135946>
- Li, X., Ye, D., Liang, H., Zhu, H., Qin, L., Zhu, Y. y Wen, Y. (2015b) Effects of successive rotation regimes on carbon stocks in *Eucalyptus* plantations in Subtropical China measured over a full rotation. *PLOS ONE*, 10(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132858>
- Luy, A., Goya, J.F. y Frangi, J.L. (1997). Distribución de la biomasa aérea y subterránea en plantaciones de *Eucalyptus grandis* de distintas edades en la región de Concordia, Entre Ríos, (Argentina). II Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Misiones, Argentina.
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I y Vesterdal, L. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon almacenajes: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- Mundry R. y Nunn, C.L. (2009). Stepwise model fitting and statistical inference: turning noise into signal pollution. *The American Naturalist*, 173(1), 119-123. <https://doi.org/10.1086/593303>
- Oades, J.M. (1988) The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5, 35-70.
<https://doi.org/10.1007/BF02180317>
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Baldi, G., Baeza, S., Lezama, F., Altesor, A. y Oesterheld, M. (2010). Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Río de la Plata basin. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1), 94-108. <https://doi.org/10.2111/08-055.1>
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G. y Khanna, P.K. (2002) Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168(1-3), 241-257. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. y Wagner, F. (Eds.) (2003) *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf

- Pérez, C.A., Frangi, J.L., Goya, J.F., Luy, A.M. y Arturi, M.F. (2013) Contenido de nutrientes en las raíces finas y el mantillo de rodales de *Eucalyptus grandis* de diferente edad en la Mesopotamia Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 34(3), 303-310. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002013000300006>
- R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ranger, J., Marques, M., Colin-Belgrand, M., Flammang, N y Gelhaye, D. (1995). The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) stand studied using a chronosequence approach. *Forest Ecology and Management*, 72(2-3), 167-183. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03469-D](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03469-D)
- Rossner, M.B., Kimmich, G. y Ecclesia, R.P. (2017). Acumulación de carbono y su dinámica en forestaciones, sistemas silvopastoriles y pastizales en el NE de la provincia de Corrientes, Argentina. *Revista Forestal Ybyrareta*, 24, 108-113. <https://rid.unam.edu.ar/handle/20.500.12219/2668>
- Santos, D.J., Wilson, M.G. y Ostinelli, M.M. (Eds.) (2017). *Metodología de muestreo de suelos y ensayos a campo: protocolos básicos comunes* (2da. edición). Ediciones INTA.
- Schoeneberger, P.J., Wysocki, D.A., Benham, E.C. y Soil Survey Staff. (2012). *Field book for describing and sampling soils, Version 3.0*. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP) – Subsecretaría de Producción Agropecuaria y Mercados, INTA – EEA Concordia. (1995). *Manual para productores de eucaliptos de la Mesopotamia argentina*. Carpineti, Luis, Dalla Tea, F, Glade, J. Marcó, M.(eds).
- Sistema de Información y Gestión Agrometeorológico del INTA (SIGA). (2016). Datos diarios de estaciones meteorológicas. <http://sig2.inta.gov.ar/en/datoshistoricos/>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. y Paustian, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Sprugel, D.G. (1984). Density, biomass, productivity, and nutrient-cycling changes during stand development in wave-regenerated balsam-fir forests. *Ecological Monographs* 54, 165-186. <https://doi.org/10.2307/1942660>
- Stape, J.L., Binkley, D. y Ryan, M.G. (2004) *Eucalyptus* production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 193(1–2), 17-31. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.020>

- Tabatabai, M.A. y Bremner, J.M. (1991) Automated instruments for determination of total carbon, nitrogen, and sulfur in soils by combustion techniques. *Soil Analysis: Modern Instrumental Techniques*, Smith, K.A., Ed., Marcel Dekker, New York, 261-286.
- Turner, J. (1986). Organic matter accumulation in a series of *Eucalyptus grandis* plantations. *Forest Ecology and Management*, 17(2–3), 231-242. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(86\)90114-3](https://doi.org/10.1016/0378-1127(86)90114-3)
- Turner, J. y Lambert, M. (2000). Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 133(3), 231-247. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00236-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00236-4)
- Turner, J., Lambert, M.J. y Johnson, D. W. (2005). Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 220(1–3), 259-269. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.025>
- United States Department of Agriculture (USDA). (1999). Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044786.pdf
- Vassallo, M.M., Dieguez, H.D., Garbulsky, M.F., Jobbágy, E.G. y Paruelo, J. M. (2013). Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 390-403. <https://doi.org/10.1111/avsc.12016>
- Viera, M. y Rodríguez-Soalleiro, R.A. (2019). Complete assessment of carbon stocks in above and belowground biomass components of a hybrid *Eucalyptus* plantation in Southern Brazil. *Forests*, 10(7): 536. <https://doi.org/10.3390/f10070536>
- Walker, L.R., Wardle, D.A., Bardgett, R.D. and Clarkson, B.D. (2010), The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98: 725-736. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x>
- Wan, X, Xiao, L., Vadeboncoeur, M.A., Johnson, C.E. y Huang, Z. (2018). Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 408, 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.028>
- Zhang, H., Duan, H., Song, M. y Guang, D. (2018). The dynamics of carbon accumulation in *Eucalyptus* and *Acacia* plantations in the Pearl River delta region. *Annals of Forest Science* 75, 40 (2018). <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0717-7>
- Zhou, X., Wen, Y., Goodale, U.M., Zuo, H., Zhu, H., Li, X., You, Y., Yan, L., Su, Y. y Huang, X. (2017). Optimal rotation length for carbon sequestration in *Eucalyptus* plantations in subtropical China. *New Forests*, 48, 609–627. <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9588-2>

- Zinn, Y.L., Resck, D.V.S. y da Silva, J.E. (2002). Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166(1-3), 285-294. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00682-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00682-X)
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. y Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Anexo

Tabla A.2.1. Datos climáticos de referencia (1981-2010) de las estaciones meteorológicas cercanas a las parcelas de muestreo.

Estación	Identificador	Temperatura media anual (°C)	Temperatura máxima media anual (°C)	Temperatura mínima media anual (°C)	Precipitación media anual (mm)	Número de parcelas cercanas
Paso de los Libres, Corrientes	87289	19,9	25,69	14,72	1.605	7
Monte Caseros, Corrientes	87393	19,8	25,55	14,58	1.548	3
Concordia, Entre Ríos	87395	19,0	24,73	13,32	1.418	56
Variación relativa Norte-Sur		-0,9	-0,96	-1,4	-187	
Variación porcentual Norte-Sur		-5 %	-4 %	-10 %	-12 %	

Referencias: datos del Sistema de Información y Gestión Agrometeorológico del INTA (SIGA, 2016)

Tabla A.2.2. Distribución de rodales de *E. grandis* para cada método de repoblación, familia de textura de suelo y número de rotaciones para cada edad (n = 45).

Método de repoblación	Familia de textura	Número de rotaciones	Edad (años)											Total	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12		13
Plantación	Arcilloso fino	1		1			1	1				1		1	5
	Arcilloso grueso	1										1			1
	Arenoso	1				1	1						1		3
	Total			1			2	2				2		1	1
Rebrote	Arcilloso fino	2						1				1			2
		3		1		1									2
	Arcilloso grueso	2	1		1	1							1		4
		3			1		2	1	1		1				6
	Arenoso	3		1		3	1		1						6
	Total		1	2	1	3	3	4	1	2	1	1	1	1	20
Replantación	Arcilloso fino	2		1			1								2
		3			1		1		2						4
	Arcilloso grueso	2			1								1		2
		3	1		1		1								3
	Arenoso	2	1											1	2
		3				1				1	1				3
Total		2	1	3	1	3		2	1	1	1	1	1	16	
Total general			3	4	4	4	8	6	3	3	4	2	3	1	45

Tabla A.2.3. Valores de densidad aparente y porcentaje de la fracción de arena, arcilla y limo para pastizales (n = 21).

Familia de textura	Textura	Número de parcelas	Densidad aparente (gr/cm ³)	Porcentaje de arena	Porcentaje de arcilla	Porcentaje de limo
Franca fina	Franco arcillo arenoso	4	1,47 (0,23)	56,50 (6,50)	27,58 (5,54)	15,93 (1,42)
	Franco arcilloso	1	1,12	42,40	33,00	24,60
Franca gruesa	Franco arenoso	9	1,50 (0,21)	69,32 (7,16)	16,57 (2,39)	14,11 (5,15)
Arenosa	Arenoso	5	1,41 (0,05)	89,12 (1,52)	5,60 (0,76)	5,29 (1,05)
	Areno franco	2	1,62 (0,24)	81,80 (0,99)	10,53 (1,17)	7,68 (2,16)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Tabla A.2.4. Valores de densidad aparente y porcentaje de la fracción de arena, arcilla y limo para rodales de *E. grandis* (n = 45).

Familia de textura	Textura	Número de parcelas	Densidad aparente (gr/cm ³)	Porcentaje de arena	Porcentaje de arcilla	Porcentaje de limo
Franca fina	Franco arcillo arenoso	14	1,43 (0,20)	58,06 (5,93)	25,21 (3,27)	16,79 (5,93)
	Franco	1	1,29	50,90	20,30	28,80
Franca gruesa	Franco arenoso	16	1,36 (0,13)	72,24 (7,29)	14,46 (2,83)	13,32 (5,35)
Arenosa	Arenoso	8	1,45 (0,15)	89,09 (3,34)	5,79 (2,41)	5,11 (1,47)
	Areno franco	6	1,53 (0,23)	81,34 (0,56)	9,15 (0,52)	9,51 (0,60)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Tabla A.2.5. Parámetros estructurales promedio de los rodales de *E. grandis* medidos (n = 45) con datos de C orgánico del suelo (COS).

Método de repoblación	Clase de edad (años)	Cantidad de parcelas	Densidad (arb/ha)	Área basal (m ² /ha)	DAP medio (cm)	Altura media (m)	Biomasa seca total (Mg/ha)	Volumen total (m ³ /ha)	Índice de sitio (m)
Plantación	< 3	1	1.248	3,3	5,6	6,4	7,1	10,6	34,8
	4 a 6	4	828 (187)	17,7 (4,5)	16,1 (1,8)	18,8 (2,6)	90,2 (31,0)	162,3 (59,7)	40,4 (5,7)
	7 a 9	2	504 (51)	22,1 (2,7)	23,4 (0,3)	26,1 (0,8)	136,9 (21,0)	255,6 (41,4)	37,5 (3,2)
	10 a 12	1	416	25,5	27,5	29,2	176,4	336,7	39,5
	13 a 15	1	560	42,5	30,7	32,3	309,6	595,0	36,9
Rebrote	< 3	3	658 (177)	1,9 (2,4)	5,0 (2,9)	6,1 (2,2)	4,5 (6,2)	6,9 (9,5)	36,7 (10,8)
	3	1	1.534	18,4	11,8	13,4	72,1	122,2	43,9
	4 a 6	10	1.017 (435)	13,6 (3,0)	13,4 (2,9)	15,4 (2,9)	58,8 (15,2)	102,0 (27,5)	36,8 (3,0)
	7 a 9	4	922 (298)	22,7 (5,9)	17,2 (2,1)	20,3 (2,3)	126,0 (36,0)	230,7 (67,0)	37,3 (1,6)
	10 a 12	2	454 (76)	14,7 (3,9)	20,0 (4,4)	22,9 (4,7)	86,2 (35,6)	159,4 (70,6)	31,8 (4,8)
Replantación	< 3	3	760 (135)	1,9 (1,4)	5,0 (1,9)	5,9 (2,1)	4,4 (3,5)	6,7 (5,5)	42,6 (6,8)
	3	3	1.217 (301)	6,0 (4,5)	7,2 (1,9)	8,0 (2,4)	17,3 (16,6)	27,5 (27,7)	33,8 (6,4)
	4 a 6	4	904 (146)	13,9 (4,1)	13,7 (2,3)	14,5 (1,9)	55,5 (20,6)	94,4 (36,7)	36,1 (3,1)
	7 a 9	4	850 (265)	18,7 (5,1)	16,4 (0,8)	18,4 (0,4)	92,3 (28,9)	164,3 (53,3)	33,0 (1,1)
	10 a 12	2	567 (9)	22,4 (2,7)	20,6 (0,3)	22,5 (0,7)	145,6 (35,2)	274,5 (73,2)	37,1 (2,7)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Tabla A.2.6. Concentración de C orgánico del suelo (COS) en los primeros 20 cm de suelo de pastizales (n = 21) y rodales de *E. grandis* (n = 45).

Cobertura	Familia de textura	Número de rotaciones	Número de parcelas	Dens. aparente (g/cm ³)	Concentración de COS (mg/g)
Pastizal	Franca fina	N/C	5	1,40 (0,25)	21,85 (9,33)
	Franca gruesa	N/C	9	1,50 (0,21)	14,72 (5,85)
	Arenosa	N/C	7	1,47 (0,15)	8,40 (3,82)
Plantación	Franca fina	1	5	1,46 (0,21)	11,41 (5,00)
	Franca gruesa	1	1	1,42	9,69
	Arenosa	1	3	1,53 (0,29)	7,02 (3,12)
Rebrote	Franca fina	2	2	1,37 (0,11)	18,20 (7,38)
		3	2	1,19 (0,08)	14,59 (1,93)
	Franca gruesa	2	4	1,31 (0,11)	16,76 (7,20)
		3	6	1,43 (0,14)	9,03 (2,89)
	Arenosa	3	6	1,46 (0,15)	4,60 (3,04)
	Replantación	Franca fina	2	2	1,27 (0,02)
3			4	1,56 (0,20)	9,12 (3,68)
Franca gruesa		2	2	1,27 (0,03)	13,18 (1,97)
		3	3	1,31 (0,15)	7,21 (0,27)
Arenosa		2	2	1,59 (0,28)	8,76 (5,72)
		3	3	1,39 (0,07)	3,11 (1,43)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Tabla A.2.7. Concentración de C orgánico del suelo (COS) entre 20 y 30 cm de profundidad de suelo de pastizales (n = 16) y rodales de *E. grandis* (n = 34).

Cobertura	Familia de textura	Número de rotaciones	Número de parcelas	Dens. aparente (g/cm ³)	Concentración de COS (mg/g)
Pastizal	Franca fina	N/C	4	1,30 (0,14)	18,80 (7,91)
	Franca gruesa	N/C	6	1,37 (0,10)	10,65 (2,60)
	Arenosa	N/C	6	1,42 (0,05)	4,95 (3,06)
Plantación	Franca fina	1	3	1,31 (0,06)	10,26 (3,36)
	Franca gruesa	1	1	1,42	9,40
	Arenosa	1	2	1,36 (0,00)	7,83 (4,20)
Rebrote	Franca fina	2	2	1,37 (0,11)	16,86 (6,48)
		3	2	1,19 (0,08)	12,29 (0,77)
	Franca gruesa	2	3	1,37 (0,03)	12,32 (3,65)
		3	4	1,36 (0,09)	6,90 (1,39)
	Arenosa	3	5	1,40 (0,03)	4,10 (2,69)
	Replantación	Franca fina	2	1	1,26
3			2	1,40 (0,02)	9,14 (4,47)
Franca gruesa		2	2	1,27 (0,03)	11,77 (0,64)
		3	3	1,31 (0,15)	6,46 (0,79)
Arenosa		2	1	1,39	5,40
		3	3	1,39 (0,07)	2,31 (0,62)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar; N/C: no corresponde.

Tabla A.2.8. Error absoluto medio (EAM) de los modelos para estimar el COS en los primeros 20 cm de suelo con variable aleatoria para cada zona y diferencia de EAM entre estos modelos y el modelo sin variable aleatoria.

Modelos	Zona	EAM (Mg C/ha)	Diferencia de EAM (Mg C/ha)
Sin variable aleatoria	-	8,29	-
2 grupos dirigidos	1	7,64	-0,65
	2	10,35	2,06
3 grupos dirigidos	1	6,51	-1,78
	2	6,79	-1,50
	3	7,59	-0,70
2 <i>k-means</i>	1	7,72	-0,57
	2	6,56	-1,73
3 <i>k-means</i>	1	7,68	-0,61
	2	5,83	-2,46
	3	10,00	1,71
4 <i>k-means</i>	1	7,56	-0,73
	2	5,70	-2,59
	3	10,30	2,01
	4	6,78	-1,51
5 <i>k-means</i>	1	7,56	-0,73
	2	5,72	-2,57
	3	4,38	-3,91
	4	6,78	-1,51
	5	12,19	3,90

Capítulo III. El proceso de transformación de pastizales en plantaciones de *E. grandis* entre 1985 y 2018 a escala de paisaje.

Introducción

En Argentina no existen estadísticas históricas y periódicas que brinden información sobre la superficie implantada a nivel departamental para cada provincia. Algunos esfuerzos gubernamentales para financiar y llevar adelante inventarios forestales provinciales se verifican recientemente para Corrientes en 2009 y su posterior actualización en 2015 y 2018 (Elizondo, 2009, 2015; CFI, 2018) y para Entre Ríos en 2016 (SDFI y LISEA, 2017). A nivel nacional se encuentra en el Inventario Nacional de Plantaciones Forestales, desarrollado por la Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industria (DNDFI) del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. La información proviene de datos de superficie promocionada por Ley Nacional 25.080 (1999) y datos de inventarios provinciales; sin embargo, la periodicidad está limitada a estas fuentes.

En este contexto de escasas referencias históricas, el aporte de la aplicación de técnicas de teledetección puede ser significativo para el monitoreo de los cambios del uso de la tierra. En particular, la clasificación de imágenes satelitales ha sido abordado con muy buenos resultados en términos de precisión de la clasificación (Brizuela et al., 2004, Sandoval et al., 2016 y Avogadro y Padró Garcia, 2019). En general, se trata de interpretaciones visuales de determinada cobertura forestal, típicamente *Eucalyptus* spp y *Pinus* spp, que corresponden a una determinada firma espectral reconocida. Ese concepto es abordado por Delaney y Skidmore (2001) quienes evalúan numerosos criterios para clasificación de bosques de *Eucalyptus* en Australia y afirman que el método del tipo forestal es muy útil y recomendable. Este método consiste en identificar un grupo de especies de árboles que exhiben un patrón espacial homogéneo y repetible, lo cual permite analizar los cambios de uso de la tierra asociados a esta cobertura.

La determinación de las clases de uso de la tierra puede ser abordada a través del procesamiento de imágenes satelitales con cierto nivel de incertidumbre que puede ser cuantificado. Sin embargo, Britos y Barchuk (2008) postulan que los cambio en la cobertura y el uso de la tierra están influenciados por el medio físico y de manera creciente por factores socioeconómicos endógenos y exógenos que tienden a homogeneizar el uso de la tierra. En ese sentido, Vogelmann et al. (2016) manifiestan que muchas de las tendencias espectrales a largo plazo en los datos de series de tiempo tienen sus raíces en un legado de cambios históricos en el uso de la tierra, y es importante comprender la historia de una región cuando analizamos datos sobre tendencias. Además, afirman que uno de los mayores desafíos para estudiar los cambios graduales, como procesos de crecimiento y sucesión forestal, será la falta de datos adecuados para validar resultados y productos.

A partir de este enfoque, se identifican momentos relevantes que implicarían cambios en la dirección e intensidad del proceso de transformación del territorio y que se pueden categorizar en dos elementos: (1) las leyes de promoción de la forestación vigentes o sancionadas durante el período de estudio, y (2) los indicadores económicos que caractericen la incidencia del mercado interno y externo.

Son conocidos los aportes estatales para impulsar el establecimiento de plantaciones forestales con diferentes instrumentos de promoción. A través de un exhaustivo análisis histórico, político y económico de la actividad forestal en la región, de la Peña (2017) afirma que desde principios de la década de los 90 la aplicación de las herramientas de Incentivos a los Bosques Cultivados como el RPPF y la Ley 25.080, asociadas a políticas económicas de tipo neoliberal, produjo un fuerte aumento de la tasa de plantación en las diferentes cuencas forestales del país.

Por otro lado, Alvarado (2009) afirma que el crecimiento sostenido de las tasas de forestación duró pocos años debido a las fallas en la implementación de los beneficios previstos que, a su vez, está condicionado por el contexto socioeconómico de cada momento. Por ejemplo, las tasas anuales de plantación en el país decrecieron de más de 100.000 ha en los años 1999 y 2000, a casi 50.000 ha en 2001 y alrededor de 30.000 ha en 2002 (de la Peña, 2017). Ese proceso se dio en un contexto de agudización de la crisis política y financiera del país que devino en el estallido social y la salida anticipada del gobierno en diciembre de 2001.

La tasa de cosecha de plantaciones también es condicionada por el contexto socioeconómico y, en general, se encuentra asociada a la demanda de madera por los consumidores regionales e internacionales. En ese sentido, a partir del año 2003 los cambios en la política económica nacional tendieron a la reactivación de la economía a través del impulso al mercado interno y la construcción (de la Peña, 2017). El aporte del sector forestal al sector de la construcción es documentado por numerosos autores y, además, es un buen indicador de la dinamización del mercado interno (SAGyP e INTA, 1995; Bercovich, 2000; de la Peña, 2017; Mastrandrea y Vergara, 2010).

En el plano internacional la influencia entre indicadores económicos externos y la tasa de cosecha es más difusa. En parte por la presencia regional de países que han orientado la mayor parte de su producción hacia la exportación como Uruguay (Morales Olmos, 2021) u otros como Chile o Brasil donde el valor de las exportaciones forestales es 10 a 20 veces superior a Argentina (Bercovich, 2000). Sin embargo, durante el período de estudio se han registrado exportaciones significativas que responden a las fluctuaciones del mercado celulósico y acompaña sus ciclos económicos (Denegri et al., 2005).

Este tipo de abordaje, que implican la integración de información cuantitativa de los cambios de los usos de la tierra con marcos legislativos y condiciones económicas cambiantes, son propuestos para analizar las relaciones causales de la evolución del territorio y para superar la visión unidimensional del

problema (Lambin et al., 2001 y Alarcón Luque, 2006). Bajo estos conceptos se ponen a prueba las siguientes hipótesis:

- **Hipótesis 4:** El principal cambio de uso de la tierra en el período 1985-2018 es el reemplazo de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus grandis* y este proceso está concentrado espacialmente en suelos arenosos.
 - **Objetivo 4.1:** Cuantificar espacial y temporalmente los cambios de uso de la tierra a partir de la clasificación de imágenes satelitales.
- **Hipótesis 5:** Los procesos de expansión o retracción de la superficie forestada son determinados por la legislación nacional que promueve o restringe el establecimiento de plantaciones.
 - **Objetivo 5.1:** Analizar la magnitud de cambio de las tasas anuales de forestación y la superficie forestada total resultante durante la vigencia de diferentes regímenes de promoción en el período de estudio.
- **Hipótesis 6:** La tasa anual de cosecha aumenta o disminuye en función de la evolución de indicadores económicos del mercado interno y externo.
 - **Objetivo 6.1:** Correlacionar la serie de tiempo de tasas anuales de cosecha calculadas con el precio de la madera en pie y el índice de la construcción, como referencia del mercado interno, y con el precio internacional de la celulosa y el volumen de exportaciones de rollizos para el mercado externo.

Materiales y métodos

Cambios de uso forestal de la tierra

Para analizar la transformación del paisaje se utilizaron imágenes satelitales anuales de la serie Landsat procesadas en la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). El área de estudio contiene seis escenas de los satélites Landsat 5, 7 y 8 definidas por los *path/row*: 225/80, 81, 82 y 83 y 224/82 y 83. Adicionalmente, se homologaron los nombres de las bandas de Landsat 5 y 7 los cuales difieren de Landsat 8 (Anexo Tabla A.3.1.). La colección total de imágenes satelitales en el período de estudio implicó procesar 9.924 escenas desde el primero de enero de 1985 al 31 de diciembre de 2018.

La imagen de cada fecha de adquisición representa en cada píxel los valores de reflectancia de la superficie en las bandas espectrales 1 a 5 y 7. Este producto se denomina “*USGS Landsat 5, 7 y 8 Surface Reflectance Tier 1*” en Google Earth Engine (GEE). Adicionalmente se crearon nuevas bandas a partir del cálculo de cuatro índices de vegetación: *Enhanced Vegetation Index* (EVI) (Huete et al., 1999; Ahamed et

al., 2011), *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI) (Huete, 1988; Ahamed et al., 2011), GEMI (Pinty et al. 1992) y *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (Tucker, 1979).

Los píxeles de cada fecha de adquisición pueden presentar anomalías en la reflectancia debido a la presencia de nubes o sombra de nubes. Para enmascarar ese efecto se eliminaron los píxeles con valores de 5 o 3 en la banda “*pixel_qa*” de cada imagen (USGS, 2019a, 2019b). Con los píxeles válidos restantes se calculó la mediana de la reflectancia de cada año.

Para evitar áreas con presencia frecuente de agua superficial, en GEE se eliminaron los píxeles que tuvieron una ocurrencia al menos un 50 % de agua en el período 1984-2015 con el producto denominado *Global Surface Water Mapping Layers*, v1.0 (Pekel et al., 2016).

Como resultado de este procesamiento se obtuvieron 34 imágenes, una para cada año desde 1985 a 2018. Cada imagen contiene 10 bandas que corresponde a las bandas espectrales 1, 2, 3, 4, 5, 7 y los índices de vegetación EVI, SAVI, GEMI y NDVI. Los valores de los píxeles en cada imagen corresponden a la mediana de la reflectancia de la superficie de píxeles válidos calculada para cada banda e índice de vegetación para cada año desde 1985 a 2018 y se denominaron “*imgMediana[Año]*”.

Método de clasificación y estimación de la precisión

En la plataforma GEE se realizó una clasificación supervisada de las imágenes resultantes del procesamiento anterior. La clasificación supervisada implica el entrenamiento de un clasificador a partir del reconocimiento de determinadas clases de uso de la tierra de interés. A partir de este entrenamiento se asignan las clases identificadas al resto de los píxeles no identificados a partir de los valores de reflectancia de cada clase (Chuvieco, 1995). El algoritmo usado para la clasificación supervisada fue *Random forest* propuesto por Breiman (2001) en la plataforma GEE con 250 árboles de decisión y el resto de los parámetros por defecto.

Para entrenar el clasificador se seleccionaron tres puntos donde actualmente existen plantaciones establecidas en las últimas dos décadas y con diferentes dinámicas de expansión. A partir de esos puntos se crearon áreas circulares de entrenamiento con un radio de 12 km y una superficie de 45.239 ha. Las áreas corresponden a la zona de los departamentos de Colón, Entre Ríos y Paso de los Libres, Corrientes en la República Argentina y Paysandú y Río Negro en la República Oriental del Uruguay.

En estas áreas y para cada año desde 1985 a 2018 se crearon p puntos de entrenamiento de cinco clases de cobertura de interés:

1. Agua: corresponde a ríos, arroyos y lagunas permanentes que no fueron enmascaradas por el procesamiento de imágenes descripto anteriormente,
2. *Eucalyptus* spp: plantaciones de *Eucalyptus* spp de diferentes edades de la especie *E. grandis*,

3. *Pinus* spp: plantaciones de *Pinus* spp de diferentes edades,
4. Pastizal: pastizales, áreas de pasturas y de cobertura predominantemente herbácea, y
5. Monte ribereño: formaciones boscosas predominantemente nativas y en general en ubicadas espacialmente en las márgenes de ríos y arroyos.

Estas clases de cobertura fueron identificadas a partir de interpretación visual de imágenes de alta resolución de Google Earth y del satélite Sentinel 2, imágenes de la serie Landsat, información cartográfica brindada por empresas forestales de la zona y reconocimiento a campo en diferentes momentos.

El número de puntos de entrenamiento de cada clase para cada año y para cada área de entrenamiento fue variable con un máximo de 5, 25, 15, 15 y 15 y un mínimo de 3, 25, 10, 10 y 10 para las clases agua, eucalipto, pino, pastizal y monte ribereño, respectivamente. En total se identificaron 7.650 puntos de entrenamiento. En algunos casos, se identificaron valores atípicos del índice EVI para la clase *Eucalyptus* spp. y se rectificaron los puntos de entrenamiento categorizado incorrectamente. En el Anexo (Figura A.3.1 y Figura A.3.2) se pueden observar los valores de reflectancia de cada punto de entrenamiento para cada cobertura en el período evaluado.

Cada una de las 34 imágenes clasificadas fue producto del entrenamiento del clasificador con las bandas espectrales 1, 2, 3, 4, 5, 7 y los índices de vegetación EVI, SAVI, GEMI y NDVI, se denominaron “*imgClas[Año]*” y fueron el insumo principal para el análisis anual del cambio de uso de la tierra.

Para estimar la precisión de la clasificación se utilizó el método *k-fold cross-validation* el cual consiste en dividir el conjunto de datos de entrenamiento para ese año en k pliegues, utilizar $k-1$ pliegues para entrenar al clasificador utilizado y el restante para validar la clasificación (Lyons et al., 2018). Este procedimiento se realizó con un $k = 4$ y se repitió 150 veces para cada pliegue, resultando en 600 clasificaciones (150×4) con diferentes subconjuntos de datos de entrenamiento y validación. La cantidad de puntos de validación (v) para cada año (i) fue constante (v_i/k) y distribuidos aleatoriamente en las clases de uso de la tierra analizadas.

Se obtuvieron 20.400 matrices de confusión en GEE, 600 para cada año por 34 años (1985-2018), y se calculó la precisión general, el índice Kappa y por clases de uso de la tierra la precisión y el número de puntos de validación en R (Gaertner, 2019). Estos valores se presentaron gráficamente para cada clase de uso y para cada año.

Construcción del área de análisis efectivo

El área de análisis efectivo se construyó a partir de la aplicación de diferentes máscaras de imágenes. Una máscara es una imagen ráster que contiene en cada píxel un valor de 1 o 0 y permite a través del álgebra de mapas excluir determinadas zonas que no son de interés. Se construyeron dos

máscaras: la primera para identificar áreas que tuvieron presencia consistente de eucalipto en el período de estudio con cierto umbral de certeza (*mascaraEucaValido*) y la segunda que excluye zonas urbanas, de reservas e islas (*mascaraCobeValida*).

Estas máscaras se aplicaron a las imágenes clasificadas para definir un área estable de análisis que se denominó “área de análisis efectivo” de aproximadamente 132.000 ha.

En primer lugar, todas las imágenes clasificadas fueron reclasificadas asignando el valor 1 a los píxeles que corresponden a la cobertura de *Eucalyptus* spp y 0 para el resto de las coberturas con la herramienta *reclass* de QGIS 3.6.3-Noosa. De esta manera se obtuvieron 34 imágenes que sólo tienen dos estados en cada píxel 1 si es eucalipto y 0 si no lo es y se denominaron “*imgBinaria[Año]*”.

La máscara de píxeles consistentes de eucalipto se construyó a partir de la identificación de dos situaciones representativas del estado de estos píxeles a lo largo del tiempo: píxeles que durante el período de estudio son identificados como eucalipto con mayor frecuencia (estables), y píxeles que alternativamente son identificados como eucalipto en algunos años y en otros no (inestables) (Figura 3.1).

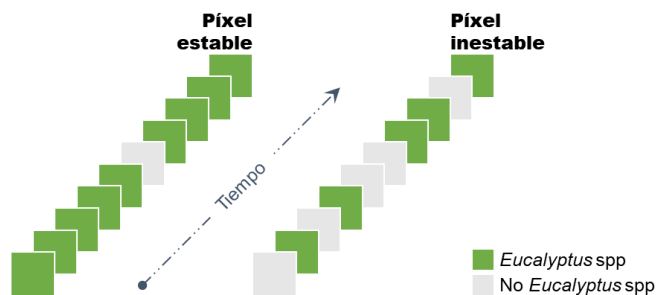


Figura 3.1. Esquema conceptual de píxeles estables e inestables de *Eucalyptus* spp.

Se asumió que un píxel identificado como eucalipto, proveniente de una imagen clasificada con altos valores de exactitud en la clasificación, que se repite en varios años de forma consecutiva, es efectivamente un píxel válido de eucalipto. Para formalizar este primer criterio se obtuvo la suma de los píxeles que son clasificados como eucalipto por tres años consecutivos con la siguiente ecuación:

$$sumaPixelEstable = \sum_{i=1986}^{2017} ((pixel_{i-1} = 1) \text{ and } (pixel_i = 1) \text{ and } (pixel_{i+1} = 1))$$

Dónde: sumaPíxelestable = suma de píxeles de eucalipto en 3 años consecutivos; i = año de evaluación; píxel = valor del píxel para cada año (0 o 1).

Como resultado de ese procesamiento cada píxel de la imagen obtuvo valores entre 0 y 32. Un píxel con valor cero corresponde a un píxel que nunca tuvo tres años consecutivos clasificados como eucalipto, en cambio, un píxel con valor 32 implica que fue eucalipto en todos los años del período de estudio.

Por otro lado, un píxel puede ser clasificado alternativamente como eucalipto y otras veces no en cada año. Si esto sucede frecuentemente, es altamente probable que se trate de un píxel no válido de eucalipto y, en general, esto ocurre en los límites del rodal y en la zona aledaña a los caminos y áreas cortafuego.

Para identificar estos píxeles inestables se calculó la suma de ocurrencias en que el píxel es eucalipto (píxel = 1) en el año de evaluación (i) y no es eucalipto (píxel = 0) en el año inmediatamente anterior ($i - 1$) y posterior ($i + 1$) con la siguiente ecuación.

$$\text{sumaPixelInestable} = \sum_{i=1986}^{2017} ((\text{pixel}_{i-1} = 0) \text{ and } (\text{pixel}_i = 1) \text{ and } (\text{pixel}_{i+1} = 0))$$

Dónde: sumaPixelInestable = suma de píxeles de eucalipto inestables; i = año de evaluación; píxel = valor del píxel para cada año (0 o 1).

En este caso, los píxeles de la imagen resultante pueden adquirir valores entre 0 a 16. Un píxel con valor cero corresponde a un píxel que nunca cumple esta condición, en cambio, un píxel con valor 16 implica que durante todo el período de estudio el píxel es alternativamente eucalipto en cada año.

Esta consideración sobre los píxeles estables e inestables requiere una ponderación positiva de los píxeles de los últimos tres años para no subestimar su cuantificación. En las plantaciones establecidas en 2015, los píxeles pueden obtener sólo un valor máximo de 1 si en los próximos dos años también son clasificado como eucalipto. Para considerar los últimos tres años consecutivos de plantación se planteó la siguiente ecuación.

$$\text{pixelTerminal} = ((\text{pixel}_{2016} = 1) \text{ and } (\text{pixel}_{2017} = 1) \text{ and } (\text{pixel}_{2018} = 1)) \times 2$$

Dónde: pixelTerminal = suma de píxeles consecutivos de eucalipto en los últimos 3 años; píxel = valor del píxel para cada año (0 o 1); 2016, 2017, 2018 = año de evaluación.

En consecuencia, los píxeles de la imagen resultante tuvieron valores de 0, cuando no se cumplió la condición de píxel clasificado como eucalipto en el período 2016-2018 y 2 cuando sí se cumplió la condición.

Finalmente, se operó con los valores resultantes de cada uno de los tres procedimientos descriptos para resultar en una única imagen con píxeles válidos.

$$\text{mascaraEucaVálido} = \text{sumaPíxelEstable} - \text{sumaPíxelInestable} + \text{píxelTerminal}$$

Donde: mascaraEucaVálido = máscara de píxeles válidos de eucalipto; sumaPíxelEstable = suma de píxeles de eucalipto en 3 años consecutivos; sumaPíxelInestable = suma de píxeles de eucalipto inestables; pixelTerminal = suma de píxeles consecutivos de eucalipto en los últimos 3 años.

Si un píxel tiene como resultado de esta operación obtiene un valor igual o superior a tres, se considera un píxel válido de eucalipto. Ese valor umbral fue definido visualmente a través del análisis de la serie temporal resultante en las áreas de entrenamiento.

Adicionalmente, en el área de estudio existen áreas en donde la presencia de plantaciones forestales son parte de la dinámica productiva de la región y otras que fue necesario excluir para evitar falsos positivos en áreas irrelevantes.

Para definir estas áreas se convirtieron en ráster tres archivos vectoriales y se le asignó un valor de píxel igual a 0. Las capas vectoriales corresponden a áreas identificadas como islas en el curso del río Uruguay, áreas pertenecientes a la trama urbana actual y el área del Parque Nacional El Palmar en Colón, Entre Ríos. El origen de estas capas fue la cartografía oficial del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2021) y de la Administración de Parques Nacionales (APN, 2021). Posteriormente, se transformó en ráster el archivo vectorial de los departamentos del área de estudio y se le asignó un valor píxel igual a 1. La máscara resultante de este procesamiento fue definida con la siguiente ecuación.

mascaraIslaUrbanoReserva

$$= \text{imgDepto} \times (\text{píxel}_{\text{islas}} = 0 \times \text{píxel}_{\text{urbano}} = 0 \times \text{píxel}_{\text{areasReserva}} = 0)$$

Donde: *mascaraIslaUrbanoReserva* = máscara de píxeles de islas, urbanas y áreas protegidas; *imgDepto* = imagen ráster con valores 1 para los departamentos del área de estudio; *píxel islas, urbano, areasReserva* = píxeles identificados como isla, áreas urbanas y de reserva, respectivamente.

Finalmente a cada imagen clasificada (*imgClas[Año]*) se le aplicó la máscara de píxeles consistentes de *Eucalyptus* spp y de píxeles de islas, zonas urbanas y áreas protegidas descriptas anteriormente con la siguiente operación de rásters.

$$\text{imgClasM[Año]} = \text{imgClas[Año]} \times \text{mascaraEucaValido} \times \text{mascaraIslaUrbanoReserva}$$

Donde: *imgClasM[Año]* = imagen clasificada con máscara de análisis efectivo de cada año; *imgClas [Año]*= imagen clasificada de cada año; *mascaraEucaValido* = máscara de píxeles de *Eucalyptus* spp válido; *mascaraIslaUrbanoReserva* = máscara de píxeles de islas, urbanas y áreas protegidas.

De esta manera se obtuvieron 34 imágenes denominadas “*imgClasM[Año]*” en todo el período de análisis con una superficie constante de 131.917 ha. En el Anexo se puede ver un área con las máscaras resultantes (Figura A.3.3) y la aplicación de estas máscaras a las imágenes clasificadas (Figura A.3.4).

Transiciones de cambio de uso de la tierra de interés

Las imágenes anuales resultantes del procesamiento descripto previamente fueron el insumo para el análisis del cambio de uso de la tierra en el período de estudio.

Se analizó la transición entre clases entre un año determinado (i) y el siguiente ($i + 1$). Cada clase en el año i puede mantenerse en el año $i + 1$ o cambiar hacia alguna de las cuatro clases de uso restantes, por lo tanto, existen 25 transiciones posibles entre clases. De todas las combinaciones posibles se seleccionaron aquellas transiciones que representan un cambio significativo y razonable del uso forestal y se agruparon en tres categorías de interés: nuevas plantaciones, plantaciones persistentes y cosechas de *Eucalyptus* spp.

Se definió como píxeles de nuevas plantaciones de *Eucalyptus* spp a aquellos píxeles que en el año i fueron pastizal, *Pinus* spp u otras coberturas y que en el año $i + 1$ fueron *Eucalyptus* spp. La denominación “otras coberturas” corresponde a píxeles que en el año i fueron identificados en su gran mayoría como “Monte ribereño” o, en algunas pocas ocasiones, como “agua”.

Las plantaciones persistentes de *Eucalyptus* spp fueron aquellas que mantuvieron la cobertura de eucalipto en el año i y en el año $i + 1$.

Las cosechas de *Eucalyptus* spp corresponden a un píxel clasificado como “*Eucalyptus* spp” en el año i y que no es “*Eucalyptus* spp” en el año $i + 1$. Para esta última categoría, la representación mayoritaria fue desde “*Eucalyptus* spp” a “Pastizal”, sin embargo, al incluir el resto de las coberturas se mantuvo la coherencia de superficies involucradas en cada año.

Los cambios de clases de cobertura de interés se sistematizaron en matrices de cambio con la herramienta “Landcover change” del complemento Semi-Automatic Classification Plugin 6.2.9 Greenbelt (Congedo, 2016) y se obtuvo la cantidad de píxeles de cada clase de cambio con la herramienta Histograma zonal en el software QGIS 3.6.3-Noosa.

La cantidad de píxeles resultantes de cada cambio de interés se calculó para cada departamento del área de estudio y por familias de textura de suelo. Las clases texturales fueron obtenidas del campo “TEXT_SUPS1” del Atlas de suelos de la República Argentina (SAGyP et al., 2013). Debido a que las etiquetas este campo tienen diferentes denominaciones, se categorizaron los datos en tres familias de texturas: franca fina, franca gruesa y arenosa según la clasificación propuesta por Schoeneberger et al. (2012). En la Tabla A.3.2 del Anexo se muestra la categorización implementada. A continuación, se presenta la distribución espacial de las familias de texturas para el área de estudio (Figura 3.2).

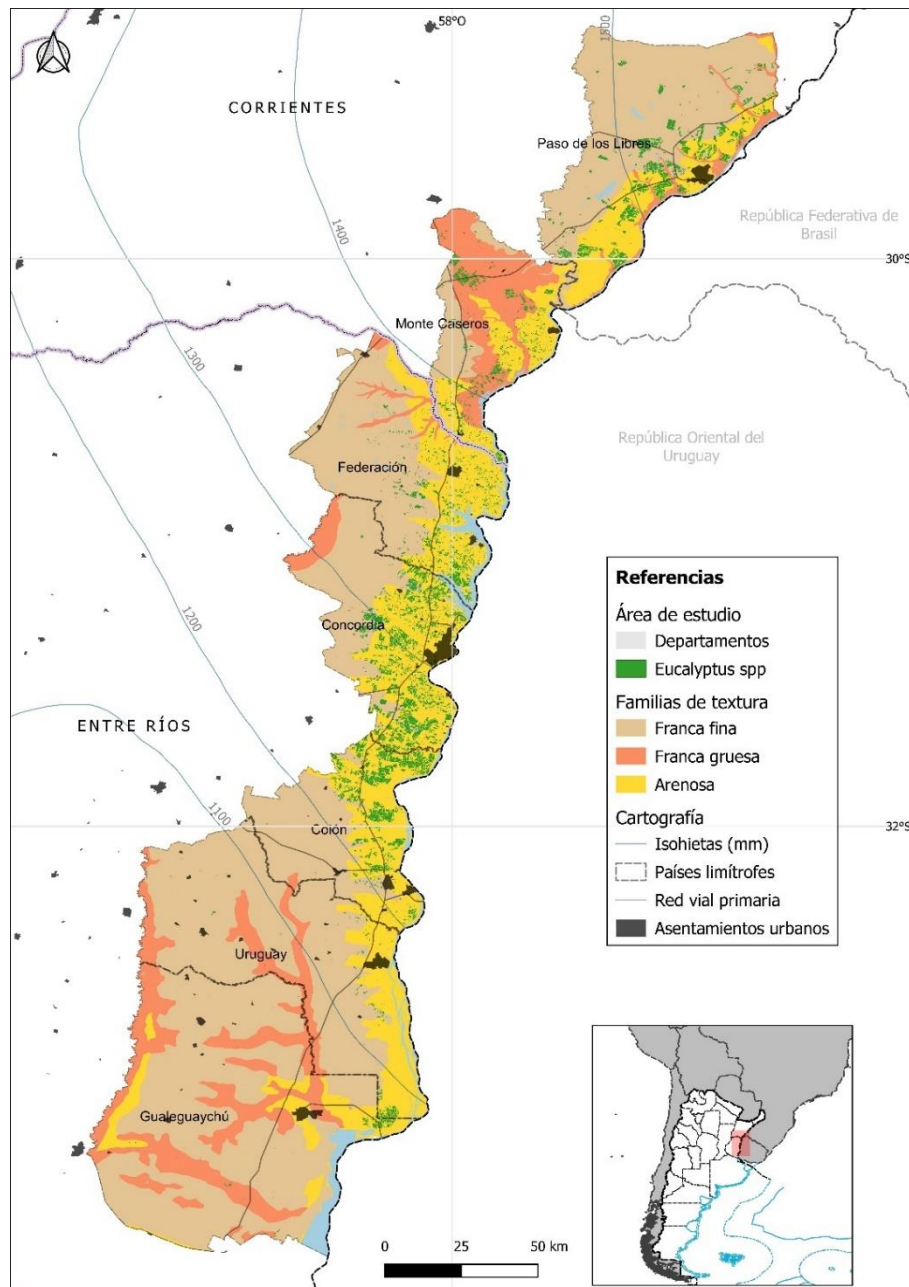


Figura 3.2. Distribución espacial de las familias de textura y de los píxeles consistentes de *Eucalyptus* spp en el área de estudio.

Para calcular los valores por hectárea de cada cambio por departamento y familia de textura, se multiplicó la cantidad de píxeles de cada transición por la resolución espacial de la imagen de 30 x 30 m. Los datos resultantes de superficie de nuevas plantaciones, plantaciones persistente y cosechas de *Eucalyptus* spp. fueron graficados siguiendo las recomendaciones de Zuur et al. (2010) para el análisis exploratorio.

Identificación de períodos históricos relevantes

Se realizó una búsqueda de referencias bibliográficas segmentando el efecto de variables indicadoras para la superficie forestada y para la superficie cosechada. Las superficies plantadas se analizaron con respecto a la legislación vigente de promoción de plantaciones forestales en cada

período y aquellos marcos legislativos que suponen algunos condicionantes a la expansión de la superficie. Por otro lado, las superficies de cosechas se compararon con variables del contexto económico nacional e internacional que permitan observar ciertas tendencias.

Incidencia sobre la superficie forestada

Se analizaron los incrementos en la superficie forestada total en tres períodos coincidentes con diferentes instrumentos de promoción a las forestaciones:

- **1985-1989:** Ley nacional 21.695 de Estímulos fiscales para la forestación;
- **1992-1999:** Régimen de Promoción de las Plantaciones Forestales (RPPF), Resolución 778 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP) de la Nación y complementarias;
- **1999-2018:** Ley nacional 25.080 de inversiones para bosques cultivados y sus prórrogas para los períodos 1999-2008 (Ley 25.080), sancionada en 1998 y promulgada en enero 1999, y 2009-2018 (Ley 26.432), sancionada en diciembre de 2008 y promulgada en enero de 2009.

También se analizaron los valores absolutos de nuevas plantaciones con respecto a promedio histórico calculado en el período 1985-2018 en dos etapas potencialmente condicionantes al establecimiento de plantaciones asociadas a la sanción de la Ley nacional 26.331 en el año 2007:

- **2009-2010:** para la provincia de Corrientes, desde la promulgación de la Ley nacional 26.432 y la aprobación de su OTBN con la Ley provincial 5.974;
- **2009-2014:** para la provincia de Entre Ríos, desde la promulgación de la Ley nacional 26.432 y la aprobación de su OTBN con la Ley provincial 10.284.

Finalmente, se señalaron dos períodos de crisis económica generalizada: el período hiperinflacionario de 1989-1990, el cual tuvo un impacto significativo en los sistemas productivos (Krikorian, 2010) provocando la paralización de los pagos de subsidios (Bercovich, 2000; de la Peña, 2017), y el período 1998-2002 que culmina con la crisis social, económica y política del 2001-2002 (Braier, 2004).

Incidencia sobre la superficie cosechada

La superficie cosechada puede responder a variaciones del mercado interno y en particular en el sector de la construcción (Ruggirello, 2000; IERIC, 2005). En consecuencia, para describir la marcha de la demanda interna se analizaron las siguientes variables:

- **Serie de precios forestales:** datos de precios constantes a junio de 2012 de monte en pie de eucalipto (+ 12 y + 18 cm en punta fina) según el relevamiento periódico de precios modales para el NE de Entre Ríos realizada por el INTA EEA Concordia (Vera et al., inédito);
- **Actividad del sector de la construcción:** el indicador sintético de la actividad de la construcción (ISAC) condensa datos coyunturales de dicha actividad, por lo que se analizó la

incidencia de la serie tendencia-ciclo en las tasas de cosecha a partir de datos publicados por el INDEC para el período 1993-2011 (INDEC, 2020a) y 2012-2018 (INDEC, 2020b).

Por otro lado, la posible dependencia entre las superficies de cosechas, precios internacionales y exportaciones de rollizos se analizó con las siguientes variables:

- **Precio internacional de la celulosa:** índice de precios al productor por producto para pulpa, papel y productos afines: pulpa de madera (U.S. Bureau of Labor Statistics, 2020);
- **Exportaciones de madera en rollo industrial:** datos obtenidos de la plataforma FAOSTAT (FAO, 2020) correspondientes a estadísticas forestales nacionales recopiladas por FAO sobre exportaciones de “madera en rollo industrial de especies no coníferas y no tropicales” para el período 1990-2018 en Argentina en m³.

La superficie cosechada puede tener variaciones interanuales, sin embargo, la magnitud relativa a la superficie forestada es un mejor indicador de la variación temporal debido a que homogeneiza las diferencias interanuales. Se calculó la relación entre la superficie cosechada en el año i y la superficie forestada del año $i - 1$ y se denominó “*cosecha anual relativa*” para facilitar la lectura.

Correlación cruzada entre series de tiempo

Se evaluó la correspondencia temporal de la superficie de cosecha anual relativa y las variables precio de madera en pie, índice sintético de la construcción, precio internacional de la celulosa y volumen de exportaciones de rollizos.

Esta correspondencia se obtuvo a partir del cálculo del coeficiente de correlación cruzada (*ccf*) entre series de tiempo (Ariza Garzón y Cadena Lozano, 2014; Iglesia et al., 2010). Este coeficiente se calcula entre una serie $X_{(t)}$ en un tiempo dado t con otra serie en un tiempo posterior, $Y_{(t+k)}$ y se obtiene el retraso o *lag* (k) entre ambas series. Por ejemplo, un coeficiente de correlación cruzada significativo en el *lag* igual 0, implica que las series ocurren simultáneamente y no hay retardo o desfase entre los datos (Guevara Díaz, 2014). Si el *lag* es positivo la serie X sucede k años después que la serie Y , en cambio si el *lag* es menor a cero, la serie X sucede k años antes de la serie Y . Asimismo si el *ccf* es positivo al aumentar el valor de la variable en la serie X aumenta en Y , y si es negativo es a la inversa.

La correlación cruzada entre dos series cronológicas debe ser entre series que sean estacionarias, es decir, con media y varianza independientes del tiempo (Guevara Díaz, 2014). Debido a que las series de superficie cosechada y de cada variable no presentan esta propiedad, se transformaron los valores por diferencias anuales con función *diff* en R con un retraso de 2 años (R Core Team, 2019). Con la serie cronológica transformada a serie estacionaria se calculó la correlación cruzada entre cada serie con la función *ccf* en R.

Finalmente, se graficaron los valores de retraso, el coeficiente de correlación cruzada y los intervalos de confianza del coeficiente, indicando si el retraso es positivo, negativo o neutro.

Evaluación de la congruencia de las estimaciones de superficie

A partir de registros históricos

La superficie forestada (nuevas plantaciones y plantaciones persistentes) y la superficie cosechada de *Eucalyptus* spp fue contrastada con datos de fuentes bibliográficas.

Los registros históricos de las superficies forestadas ($n = 10$) fueron obtenidos del anuario del Instituto Forestal Nacional (IFONA, 1987), datos de la administración forestal nacional (SAGyP, 1994; Dirección de Forestación, 1997), publicaciones (de la Peña, 2017, Mestres, 2002; Brizuela et al., 2004), datos del Primer Inventario Forestal de la provincia de Corrientes y sus actualizaciones (Elizondo, 2009; Elizondo, 2015; CFI, 2018) y del inventario de plantaciones en la parte continental de la provincia de Entre Ríos (SDFI y LISEA, 2017).

Los registros históricos de las superficies cosechadas ($n = 24$), se obtuvieron datos de “extracciones en bosques cultivados de eucalipto” expresadas en toneladas de eucalipto a nivel provincial de los registros oficiales y sólo para la provincia de Entre Ríos, este dato incluye extracciones de rollizos, leña, postes, estacones y varillas. Cada valor se convirtió en unidades de superficie dividiendo por 250 Mg/ha, asumiendo este valor como un rendimiento promedio para una plantación de eucalipto al turno. Los registros fueron obtenidos de un anuario del Instituto Forestal Nacional (IFONA, 1987), datos de la administración forestal nacional (SRNyAH, 1995; DF, 1997; SRNDS, 1998) y datos históricos para el período 1998-2017 publicados por la Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (DNDFI, 2019).

Para evaluar el error de las estimaciones se calcularon, el error absoluto medio y la diferencia porcentual entre los datos estimados y los registros históricos. Adicionalmente, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman y el coeficiente de correlación cruzada, para detectar el retraso entre los datos estimados y los registros históricos, con la función *acf* en R (R Core Team, 2019; Venables y Ripley, 2002).

A partir de datos de rodales conocidos

A nivel de rodal se seleccionó el período 2000-2018 para contrastar la superficie forestada estimada con información cartográfica de la empresa forestal Ybyraty S.A., ubicada en el NE del departamento de Colón, Entre Ríos.

De la cartografía de la empresa se obtuvo la superficie y los límites de rodales de *E. grandis* ($n = 488$) establecidos entre 2000 y 2018 con diferentes métodos de repoblación (plantación,

replantación y rebrote). De cada rodal se extrajo la cantidad de píxeles identificados como *Eucalyptus* spp, no *Eucalyptus* spp y sin dato a partir de la imagen clasificada ($imgClasM[Año]$). Este procesamiento se realizó con la herramienta histograma zonal de QGIS 3.14.0-Pi. Con el número de píxeles multiplicado por la resolución espacial de la imagen (30 x 30 m) se obtuvieron las superficies de las tres clases para cada rodal. Con los datos observados y estimados se calculó el error absoluto medio de las estimaciones para cada método de repoblación y total.

La cartografía de la empresa se utilizó también para estimar el retraso entre el año de establecimiento del rodal y el año en que efectivamente se detecta cierto porcentaje del total de la superficie. Este retraso se debe a un aumento gradual de la señal espectral de la cobertura desde el establecimiento a la madurez (Chen et al., 2019). Para cuantificar este efecto, se calculó para cada rodal la superficie detectada de *Eucalyptus* spp. en cada año desde el establecimiento. La superficie detectada dividida la superficie real del rodal corresponde al porcentaje de detección del rodal y puede variar de 0 a 100 % a lo largo del tiempo.

Con los datos de porcentaje de detección se calculó el umbral de detección por clases de edad. En primer lugar, se obtuvo la mediana del porcentaje de detección para las clases de edad de 4 a 6, 7 a 9 y 10 o más años. Luego se calculó el complemento de este valor ($1 - \text{porcentaje de detección}$) y se lo denominó factor de corrección de superficie. Los porcentajes obtenidos serán utilizados para corregir las superficies forestadas por clases de edad calculadas en el Capítulo IV y, en consecuencia, los valores estimados de almacenaje de C en suelo y biomasa.

Resultados

Cambios de uso forestal de la tierra

Precisión de la clasificación supervisada

La clasificación supervisada de la mediana de la reflectancia de imágenes de la serie Landsat de cada año presentó una alta concordancia entre la clase observada y la estimada. Los valores promedio de exactitud de la clasificación general y por clases de cobertura fueron altos a muy altos y para el índice Kappa promedio, corresponde a una concordancia promedio casi perfecta (Landis y Koch, 1977). En la Tabla 3.1 se muestran los estadísticos resultantes más relevantes.

Tabla 3.1. Exactitud por clases de cobertura, general e índice Kappa de la clasificación supervisada de imágenes satelitales con *Random forest*.

Exactitud de la clasificación	Media	Mediana	Desvío estándar
Agua	0,79	0,79	0,120
<i>Eucalyptus</i> spp	0,94	0,95	0,043
<i>Pinus</i> spp	0,92	0,93	0,068
Monte ribereño	0,89	0,89	0,078
Pastizal	0,97	0,98	0,023
General	0,87	0,88	0,051
Índice Kappa	0,83	0,84	0,066

Para cada año los valores medios de exactitud general y de índice Kappa fueron superiores al 80 % y al 70 %, respectivamente (Figura A.3.5). Los valores de exactitud para cada clase en cada año también fueron muy altos, en particular para las clases de cobertura de pastizales, *Eucalyptus* spp. y *Pinus* spp. (Figura A.3.6). Para la clase “Agua” los valores son levemente inferiores y con amplia variabilidad. En una situación intermedia entre estas clases se encuentra la clase “Monte ribereño”.

En el Anexo se muestra un área representativa de cambio correspondiente a los departamentos de Colón y Concordia en Entre Ríos (Figura A.3.7).

Origen del cambio de uso forestal de la tierra

La superficie forestada total de *Eucalyptus* spp registró un incremento del 75 % de la superficie inicial pasando de 44.320 ha en 1985 a 77.357 ha en 2018 (Figura 3.3).

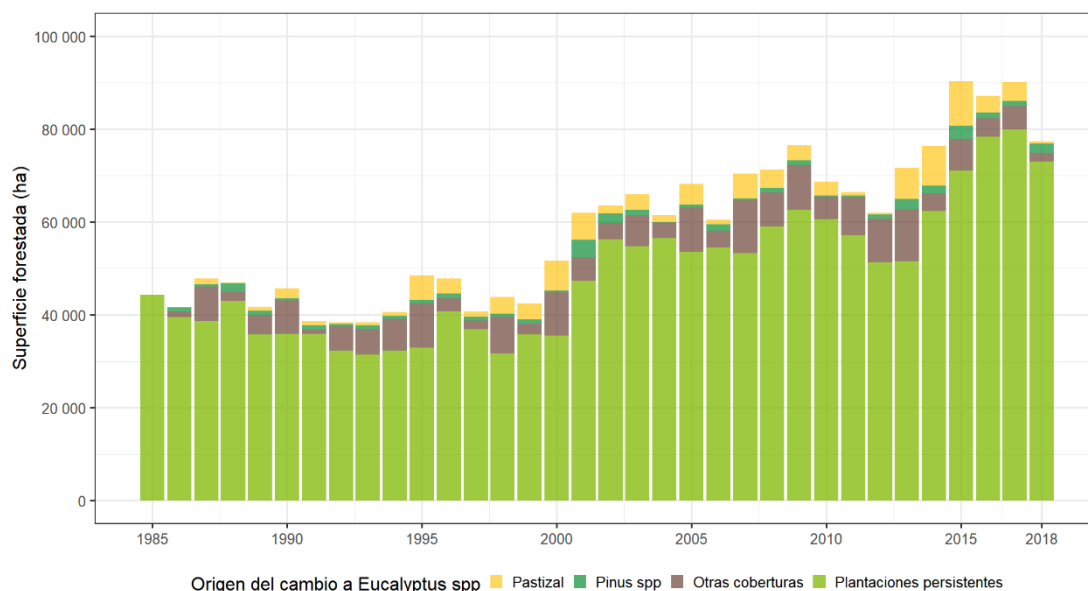


Figura 3.3. Evolución de la superficie forestada nueva y persistente.

El origen del cambio más significativo fue desde “Otras coberturas” a “*Eucalyptus spp*” sumando 189.520 ha reemplazadas en todo el período ($\mu = 5.743$ ha/año, $\sigma = 3.009$ ha/año). Los máximos valores anuales fueron registrados en 2007 y 2013 con 11.430 ha y 11.191 ha, respectivamente. En promedio, el 93 % de la superficie de esta categoría corresponde a la clase “Monte ribereño” y el resto a “Agua”. En general, la identificación de nueva superficie forestada fue precedida de una cobertura similar espectralmente a las áreas de monte ribereño (Figura A.3.8).

Los pastizales reemplazados por plantaciones de *Eucalyptus spp* sumaron 97.788 ha en todo el período de estudio ($\mu = 2.963$ ha/año, $\sigma = 2.494$ ha/año). Los máximos valores anuales de reemplazo fueron registrados en los años 2015 y 2014 con 9.565 ha y 8.517 ha, respectivamente.

La superficie sustituida de *Pinus spp* fue de 36.177 ha ($\mu = 1.096$ ha/año, $\sigma = 779$ ha/año) y los máximos cambios de cobertura fueron registrados en los años 2001 y 2015 con 3.758 y 2.925 ha, respectivamente.

La suma de los cambios de “Otras coberturas” y “Pastizal” implican un reemplazo de 287.308 ha por *Eucalyptus spp* con una tasa anual de 8.706 ha/año ($\sigma = 4.636$ ha/año).

Evolución de la superficie forestada

Las plantaciones fueron establecidas predominante en los suelos arenosos durante el período de estudio. La superficie forestada en estos suelos aumentó de 31.110 ha a 59.824 ha, lo que representó un incremento del 92 % y superó el incremento porcentual de la superficie sin diferenciar por tipo de suelo. En ese período, aumentó la participación de los suelos arenosos sobre el total de superficie forestada un 7 % (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Superficie forestada por tipo de suelo en 1985 y 2018 (ha), incremento en el período (%) y tasa de forestación media (ha/año).

Familia de textura de suelo	1985		2018		Incremento de superficie (1985 - 2018)	Tasa media de forestación (ha/año)
	Superficie (ha)	Aporte sobre el total (%)	Superficie (ha)	Aporte sobre el total (%)		
Franca fina	8.883	20 %	12.882	17 %	45 %	1.788 (965)
Franca gruesa	4.328	10 %	4.651	6 %	7 %	807 (532)
Arenosa	31.110	70 %	59.824	77 %	92 %	7.207 (3.549)
Total	44.321	100 %	77.357	100 %	75 %	9.803 (4.791)

Se observaron dos períodos definidos según si la superficie forestada supera o no la media histórica: 1985-2000 y 2001-2018. La superficie forestada total presentó valores superiores a la media histórica de 58.505 ha en todos los años a partir del año 2001. En los suelos arenosos se observó el mismo sesgo y el promedio fue de 43.237 ha (Figura 3.4). En los suelos de la familia de textura franca fina y gruesa, los valores de superficie forestada superiores a la media se verificaron en 14 a 13 años del período 2001-2018 y de forma ininterrumpida desde 2013 y 2012, respectivamente (Figura 3.4).

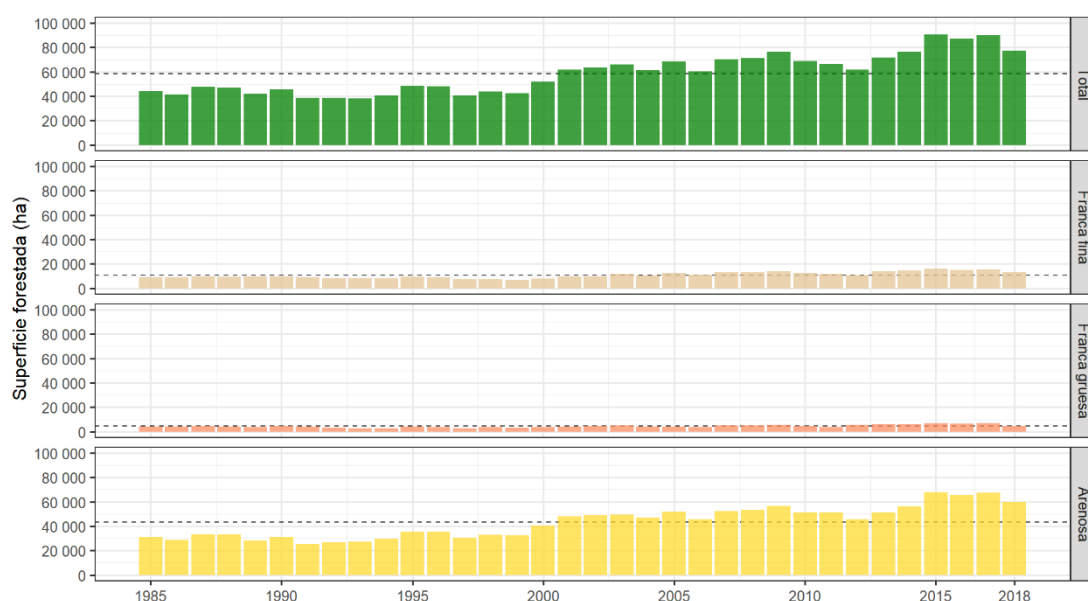


Figura 3.4. Evolución de la superficie forestada por familias de textura de suelo y total.

Referencias: la línea punteada indica el promedio general.

En términos de las unidades político-administrativas, la superficie forestada aumentó en todos los departamentos del área de estudio. Los departamentos de Uruguay y Gualguaychú presentaron los incrementos más elevados, sin embargo, el aporte a la superficie total osciló entre el 3 % y el 5 %. El departamento de Colón tuvo un incremento significativo del 120 % de la superficie y le siguió en orden de magnitud Concordia con el 82 %. Las tasas anuales más altas de forestación fueron registradas en los departamentos de Concordia y Paso de los Libres con ~3.000 ha/año y ~2.100 ha/año (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Superficie forestada por departamento en 1985 y 2018 (ha), incremento en el período (%) y tasa de forestación media (ha/año).

Departamento	1985		2018		Incremento de superficie (1985 - 2018)	Tasa media de forestación (ha/año)
	Superficie (ha)	Aporte sobre el total (%)	Superficie (ha)	Aporte sobre el total (%)		
Paso de los Libres	9.884	22 %	14.913	19 %	51 %	2.113 (1.209)
Monte Caseros	6.102	14 %	7.092	9 %	16 %	1.132 (793)
Federación	5.744	13 %	9.954	13 %	73 %	1.285 (709)
Concordia	13.717	31 %	24.919	32 %	82 %	3.045 (1.726)
Colón	7.688	17 %	16.914	22 %	120 %	1.883 (1.086)
Uruguay	923	2 %	2.094	3 %	127 %	221 (102)
Gauleguaychú	263	1 %	1.471	2 %	459 %	125 (88)
Total	44.321	100 %	77.357	100 %	75 %	9.803 (4.791)

Referencias: valores entre paréntesis corresponden a desvío estándar.

La participación porcentual de cada departamento sobre el total de la superficie forestada tuvo cambios en el período 1985-2018. Los departamentos de Colón y Concordia pasaron de concentrar el 48 % de la superficie forestada de toda la cuenca en 1985 al 54 % en 2018, y el mayor aumento en la participación fue de Colón (+5 %). El departamento de Federación mantuvo su contribución invariable en ese período. En la provincia de Corrientes, los departamentos de Paso de los Libres y Monte Caseros redujeron su participación entre un 3 % y un 5 % (Tabla 3.3).

La tasa de forestación anual tuvo un promedio de 9.803 ha/año ($\sigma = 4.791$ ha/año) con fluctuaciones interanuales significativas (Figura 3.5)

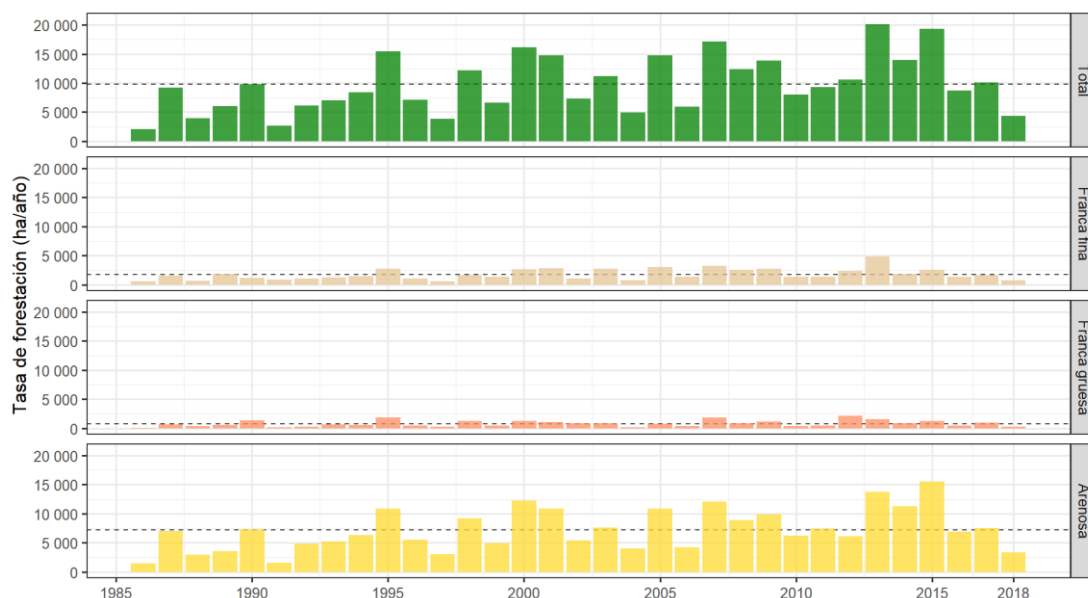


Figura 3.5. Tasa de forestación anual (ha/año) total y por familias de textura de suelo.

Incidencia de los regímenes de promoción sobre la superficie forestada

Los períodos relevantes para la promoción de plantaciones forestales se ubicaron entre los años 1985-1989 (Ley Nacional 21.695), 1992-1999 (Régimen de promoción de plantaciones forestales o R.P.P.F.), 1999-2008 (Ley Nacional 25.080) y 2009-2018 (Ley Nacional 26.432).

Los períodos potencialmente condicionantes para el aumento de la superficie forestada fueron 1989-1990 y 1998-2002 debido a crisis socioeconómicas generalizadas, y 2009-2010 para la provincia de Corrientes y 2009-2014 para Entre Ríos asociados a la falta de reglamentación de la Ley Nacional 26.331.

En las Figuras 3.6 y 3.7 se muestran la superficie forestada y la tasa de forestación para cada provincia y total durante la vigencia de los diferentes regímenes de promoción de plantaciones y los períodos potencialmente condicionantes para el establecimiento de plantaciones.

En términos generales, se observó un incremento significativo de las existencias de superficie en los períodos potencialmente condicionantes al establecimiento de plantaciones (Figura 3.6 y Figura 3.7). Durante el período de crisis generalizada asociado al proceso hiperinflacionario de 1989-1990, aumentó la superficie forestada total en 3.927 ha. Para el otro período de crisis analizado, entre 1998 y 2002, el incremento fue de 19.750 ha. La tasa anual de forestación fue similar al promedio histórico en el primer período de crisis y fue superior en tres de los cinco años al promedio histórico en el segundo período (Figura 3.7).

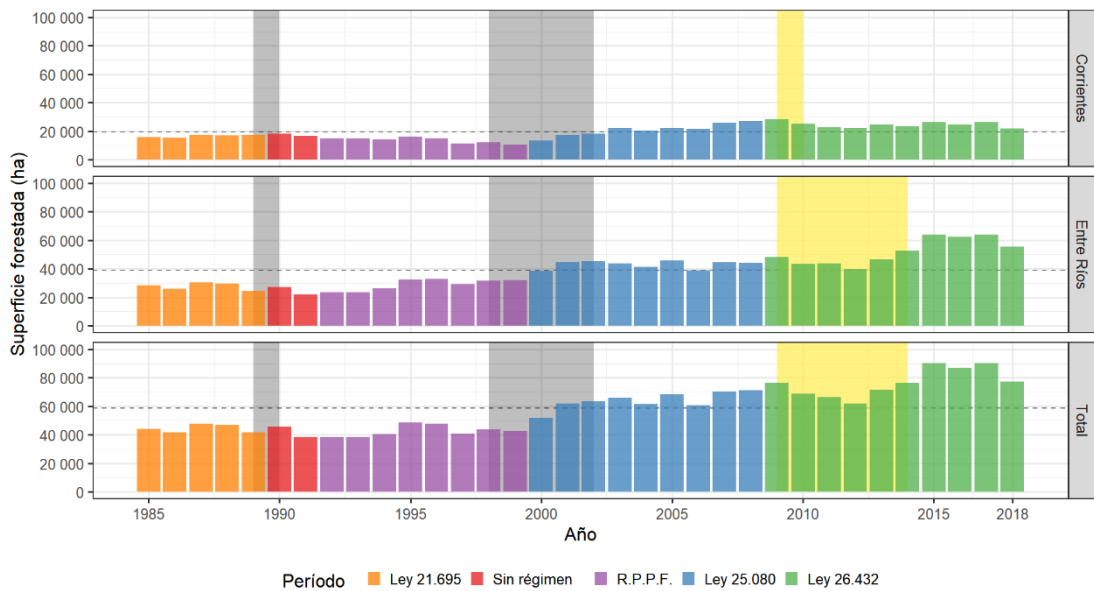


Figura 3.6. Evolución de la superficie forestada por régimen de promoción de plantaciones forestales total y por provincia.

Referencias: en gris se muestra los períodos de crisis y en amarillo los períodos sin reglamentar la Ley Nacional 26.331.

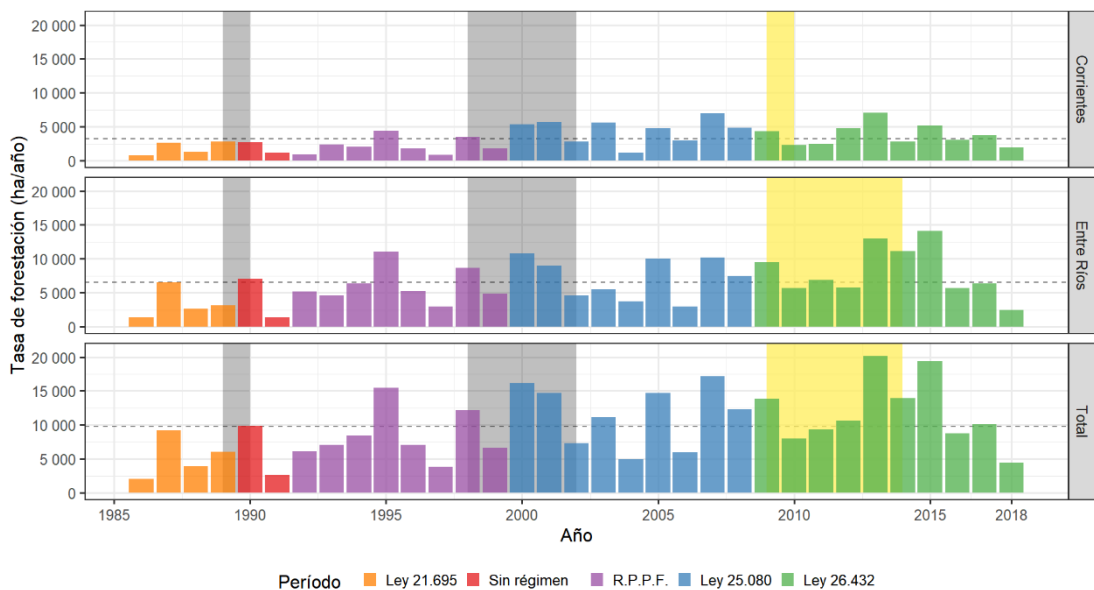


Figura 3.7. Tasas de forestación anual por régimen de promoción de plantaciones forestales total y por provincia.

Referencias: en gris se muestra los períodos de crisis y en amarillo los períodos sin reglamentar la Ley Nacional 26.331.

En la provincia de Corrientes, durante el período sin reglamentar la Ley nacional 26.331, se observó una disminución de 3.131 ha de superficie forestada entre 2009 y 2010. La tasa de forestación anual se redujo a valores inferiores al promedio histórico con 2.315 ha/año y esta tendencia se mantuvo hasta el año 2011. En la provincia de Entre Ríos, con el mismo condicionamiento entre el año 2009 y 2014, las existencias de superficie forestada aumentaron de 48.115 ha a 52.630 ha. La tasa anual de

forestación pasó de 9.521 ha/año a 11.162 ha/año, sin embargo, durante los años 2010 y 2012 fue inferior al promedio.

Los diferentes regímenes de promoción del establecimiento de plantaciones tuvieron un efecto diferencial en las existencias de superficie forestada y en la tasa anual de forestación. Mientras que en el período de vigencia de la Ley nacional 21.695 la disminución de la superficie forestada en la cuenca fue del 6 %, en el R.P.P.F. el aumento fue del 11 % con diferencias en cada provincia (Tabla 3.4). En todo el período comprendido entre 1985 y 1999, incluyendo los años 1990 y 1991 sin régimen de promoción, la superficie forestada se redujo levemente de 44.320 ha a 42.506 ha (-4 %).

Tabla 3.4. Superficie forestada total por provincia (ha) durante la vigencia de la Ley nacional 21.695 y el Régimen de Promoción de Plantaciones Forestales (RPPF).

Provincia	Ley nacional 21.695			RPPF		
	1985 (ha)	1989 (ha)	Δ	1992 (ha)	1999 (ha)	Δ
Corrientes	15.985	17.303	+8 %	14.968	10.526	-30 %
Entre Ríos	28.335	24.470	-14 %	23.466	31.980	+36 %
Total	44.320	41.773	-6 %	38.434	42.506	+11 %

Durante la vigencia de la Ley nacional 25.080 y su prórroga la Ley nacional 26.432, el aumento en las existencias de superficie forestada fue de 82 % y pasó de 42.506 ha a 77.357 ha entre 1999 y 2018. Sin embargo, el aumento más importante fue registrado en el período 1999-2008 con un aumento del 68 % en contraposición con el incremento del 1 % entre 2009 y 2018 (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Superficie forestada total por provincia (ha) durante la vigencia de la Ley nacional 25.080 (1999-2008) y 26.432 (2009-2018).

Provincia	Ley nacional 25.080			Ley nacional 26.432			Δ total (1999 - 2018)
	1999 (ha)	2008 (ha)	Δ	2009 (ha)	2018 (ha)	Δ	
Corrientes	10.526	27.063	+157 %	28.329	22.005	-22 %	+109 %
Entre Ríos	31.980	44.231	+38 %	48.115	55.352	+15 %	+73 %
Total	42.506	71.294	+68 %	76.444	77.357	+1 %	+82 %

En términos generales, con los diferentes regímenes aumentó la tasa de forestación progresivamente, con la excepción del período 2009-2018 en Corrientes con una disminución de la tasa de nuevas plantaciones del 16 % (Tabla 3.6). En toda la cuenca, el máximo incremento de la tasa de forestación entre cada régimen fue durante el período de implementación del R.P.P.F. con respecto a la Ley nacional 21.695 (5.311 ha/año vs 8.352 ha/año). En la provincia de Entre Ríos esta tendencia se acentuó con un aumento del 80 % de la tasa de forestación entre estos regímenes. En cambio, en Corrientes, durante la implementación de la Ley nacional 25.080, la tasa de forestación fue duplicada con respecto al R.P.P.F.

Tabla 3.6. Tasa de forestación anual por provincia y total (ha/año) durante la vigencia de cada régimen de promoción.

Provincia	Ley 21.695 (ha/año)	R.P.P.F. (ha/año)	Ley 25.080 (ha/año)	Ley 26.432 (ha/año)
Corrientes	1.888 (1.033)	2.222 (1.218)	4.460 (1.778)	3.761 (1.597)
Entre Ríos	3.423 (2.207)	6.130 (2.568)	7.153 (3.026)	8.082 (3.728)
Total	5.311 (3.052)	8.352 (3.722)	11.614 (4.555)	11.843 (4.984)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Evolución de la superficie cosechada

La superficie cosechada promedio en todo el período fue de 8.801 ha/año ($\sigma = 3.379$ ha/año). En los años 2018, 2010 y 2012 se produjeron los máximos valores de cosecha con 17.096 ha, 15.808 ha y 15.121 ha, respectivamente. El mínimo histórico se registró en el año 1987 con ~3.000 ha cosechadas y le siguió el año 2001 con ~4.300 ha. La superficie cosechada por familias de texturas de suelo fue de 1.667 ha/año ($\sigma = 700$ ha/año), 798 ha/año ($\sigma = 481$ ha/año) y 6.337 ha/año ($\sigma = 2.467$ ha/año) para las familias de franca fina, franca gruesa y arenosa (Figura 3.8).

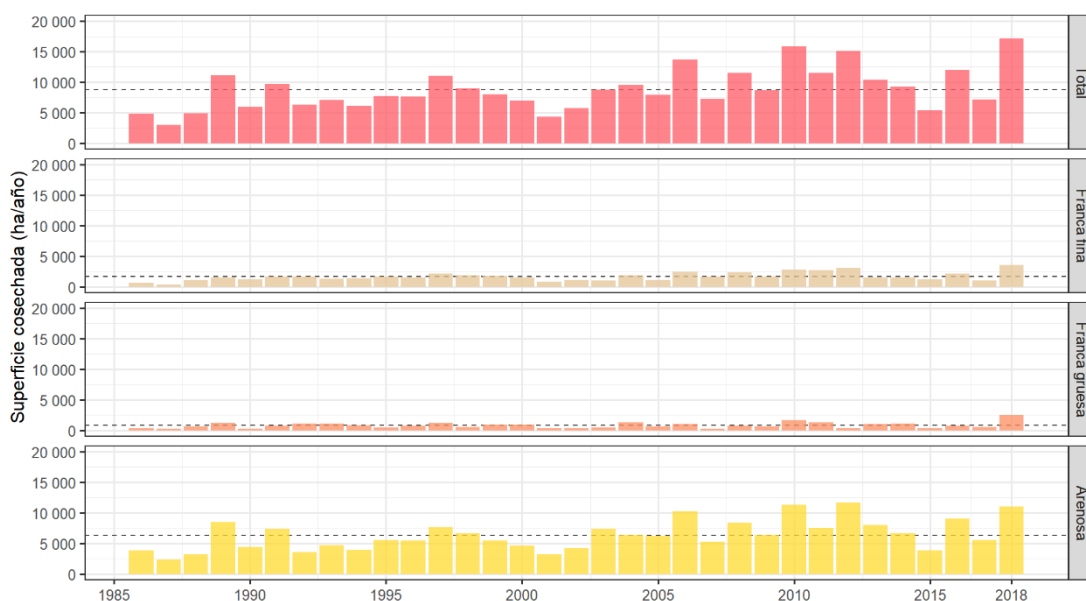


Figura 3.8. Evolución de la superficie cosechada (ha/año) por texturas locales de suelo y total.

Referencias: la línea punteada indica el promedio general.

La superficie cosechada anual fue el 15 % ($\sigma = 5$ %) de la superficie forestada del año previo en promedio. Durante el período 2001-2005 se observó la mayor cantidad de años consecutivos con la superficie cosechada inferior con relación a la forestada inferior al promedio (Figura 3.9).

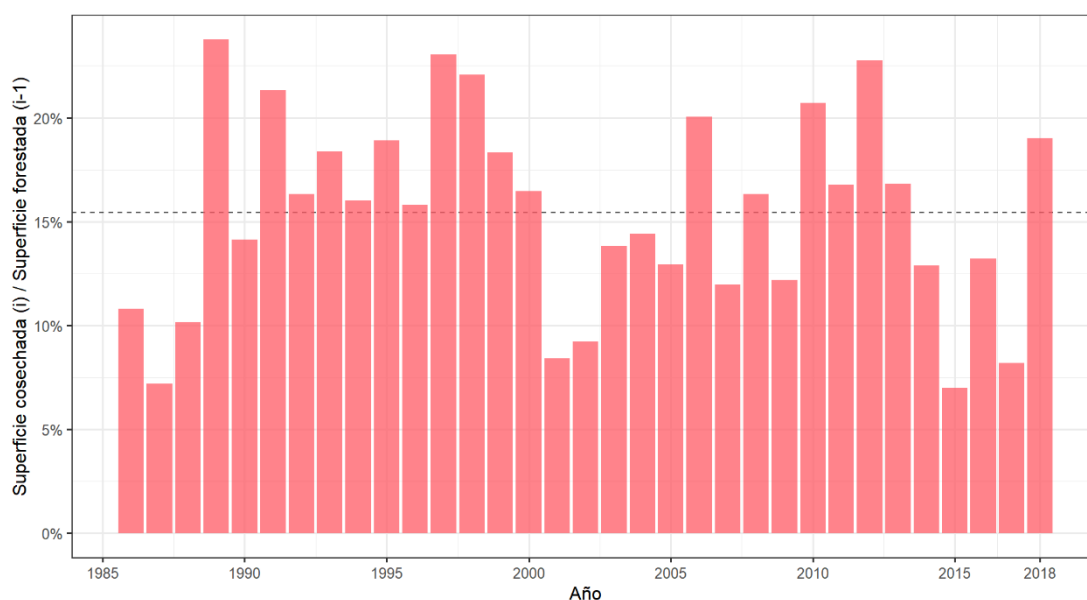


Figura 3.9. Evolución de la superficie cosechada con relación a la superficie forestada del año previo (%).

Referencias: la línea punteada indica el promedio general.

En términos de superficie cosechada anual por departamento, en Concordia se registró el valor más alto seguido por Paso de los Libres con una amplia variabilidad interanual. En los departamentos de Monte Caseros y Uruguay se observó la mayor proporción de superficie cosechada con valores cercanos al 19 % de la superficie forestada y en el departamento de Colón la más baja con el 14 % (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Superficie cosechada (ha) y relación entre superficie cosechada y forestada (%) por departamento.

Departamento	Superficie cosechada (ha/año)	Superficie cosechada / Superficie forestada
Paso de los Libres	1.960 (927)	15 % (7 %)
Monte Caseros	1.102 (687)	18 % (9 %)
Federación	1.157 (547)	16 % (7 %)
Concordia	2.705 (1.118)	16 % (6 %)
Colón	1.603 (769)	14 % (6 %)
Uruguay	185 (117)	17 % (12 %)
Galeguaychú	88 (50)	15 % (8 %)

Referencias: valores entre paréntesis corresponden a desvío estándar.

Incidencia de indicadores económicos sobre la superficie cosechada

La correlación entre la superficie cosechada anual y el cociente entre la superficie cosechada anual en el año i y la superficie forestada en el año $i - 1$, denominada cosecha anual relativa, fue muy alta ($\rho = 0,91$; $p\text{-value} = 7,551\text{E-}08$).

En términos generales, la incidencia del mercado interno en la cosecha anual relativa estuvo correlacionada positivamente con el precio de monte en pie y el índice de la construcción (Figura 3.10). El precio de monte en pie presentó una muy débil correlación con la cosecha anual relativa ($retraso = -3$, $ccf = 0,391$). El índice de construcción presentó una correlación alta: la cosecha anual relativa sucede un año antes ($retraso = -1$, $ccf = 0,634$) o simultáneamente ($retraso = 0$, $ccf = 0,551$) al aumento del indicador sintético de la actividad de la construcción. Se observaron relaciones significativas con otros retrasos, sin embargo, el ccf fue negativo y cercano al límite de confianza inferior ($\sim -0,41$).

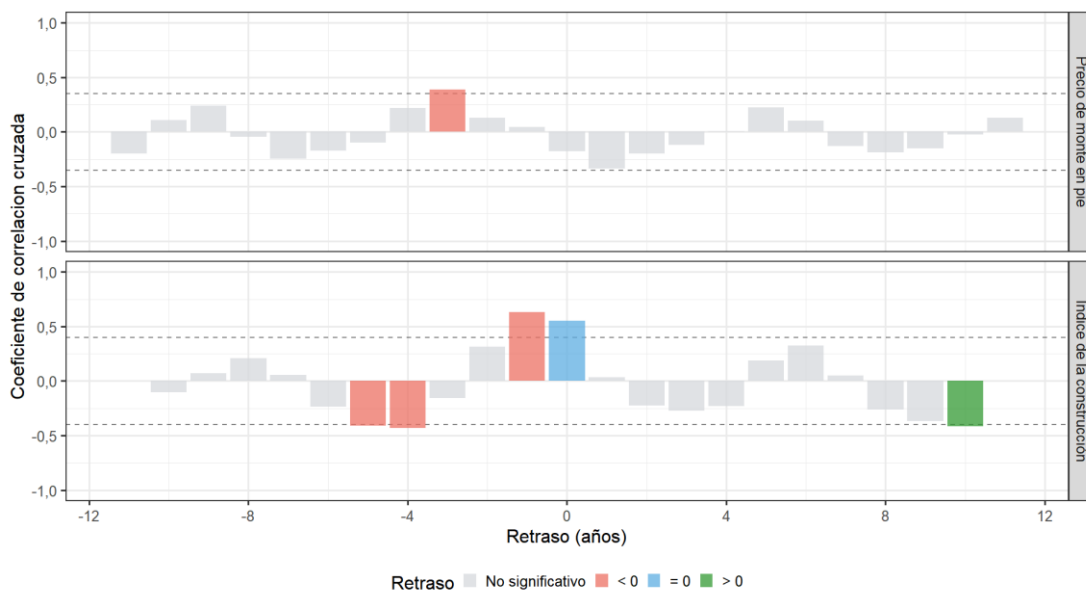


Figura 3.10. Coeficiente de correlación cruzada y retraso (*lag*) entre las series temporales de cosecha anual relativa y el precio de monte en pie y el indicador sintético de la actividad de la construcción.

Referencias: la línea punteada indica los intervalos de confianza.

En términos de la incidencia del mercado externo en las tasas de cosecha, no se observó una correlación significativa entre el precio internacional de la celulosa y la cosecha anual relativa (Figura 3.11). En cambio la correlación entre esta variable y la exportación de madera en rollo fue débil y negativa ($retraso = 6$, $ccf = -0,451$).

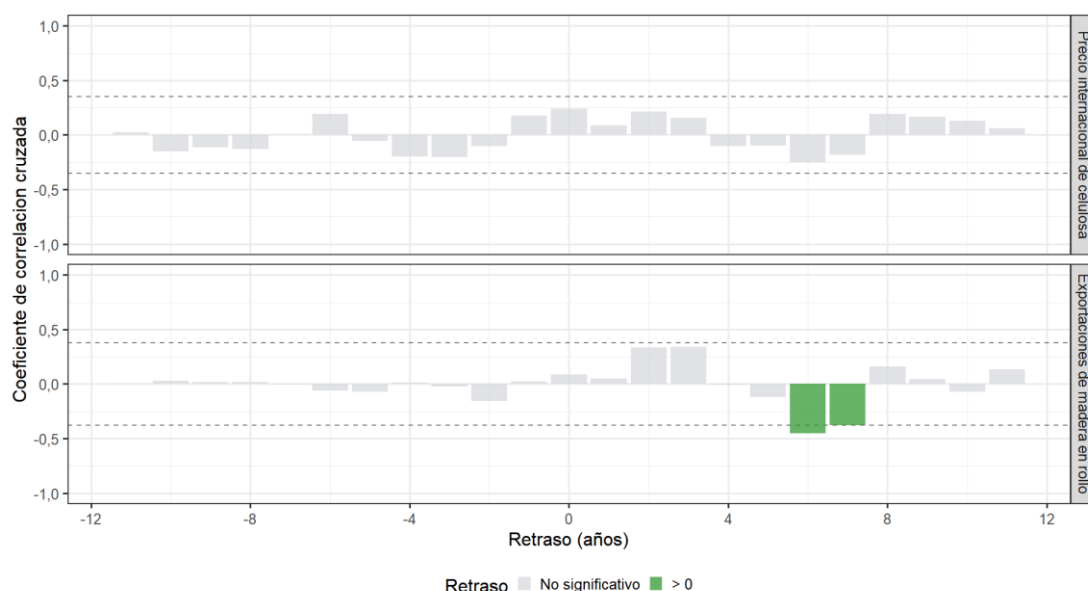


Figura 3.11. Coeficiente de correlación cruzada y retraso (*lag*) entre las series temporales de cosecha anual relativa y el precio internacional de la celulosa y las exportaciones de madera en rollo.

Referencias: la línea punteada indica los intervalos de confianza.

La superficie cosechada durante la vigencia de cada régimen de promoción de plantaciones de plantaciones forestales se incrementó con el aumento de la superficie forestada (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Tasa de cosecha anual por provincia y total (ha/año) durante la vigencia de cada régimen de promoción de plantaciones forestales.

Provincia	Ley 21.695	Sin régimen	R.P.P.F.	Ley 25.080	Ley 26.432
Corrientes	1.558 (910)	2.239 (798)	3.007 (666)	2.623 (910)	4.267 (1.263)
Entre Ríos	4.390 (2.729)	5.583 (1.909)	4.856 (1.119)	5.792 (2186)	6.970 (2.684)
Total	5.948 (3.568)	7.822 (2.707)	7.864 (1.576)	8.415 (2870)	11.237 (3.863)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

El máximo incremento de la superficie cosechada anual entre regímenes fue entre los períodos de vigencia de la Ley Nacional 26.432 y la Ley Nacional 25.080 con +34 %. Durante el período sin régimen de promoción (1990-1991), la tasa de plantación fue similar al período de vigencia del R.P.P.F. entre 1992 y 1999 y tuvo un incremento del 32 % con respecto al período de vigencia de la Ley Nacional 21.695.

Evaluación de la congruencia de estimaciones

A partir de registros históricos

La superficie forestada calculada fue inferior a todos los registros históricos en los años con dato de referencia. El error absoluto medio (EAM) para la provincia de Entre Ríos fue de 32.117 ha

($\sigma = 8.605$ ha), lo cual representó una subestimación promedio del 88 %. En tanto, para los departamentos de Paso de los Libres y Monte Caseros en Corrientes el EAM fue de 19.883 ha ($\sigma = 3.269$ ha) y la subestimación promedio fue del 79 % (Figura 3.12).

El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman indicó una fuerte correlación positiva entre la superficie forestada calculada y la registrada ($\rho = 0,86, p\text{-value} < 0,002$).

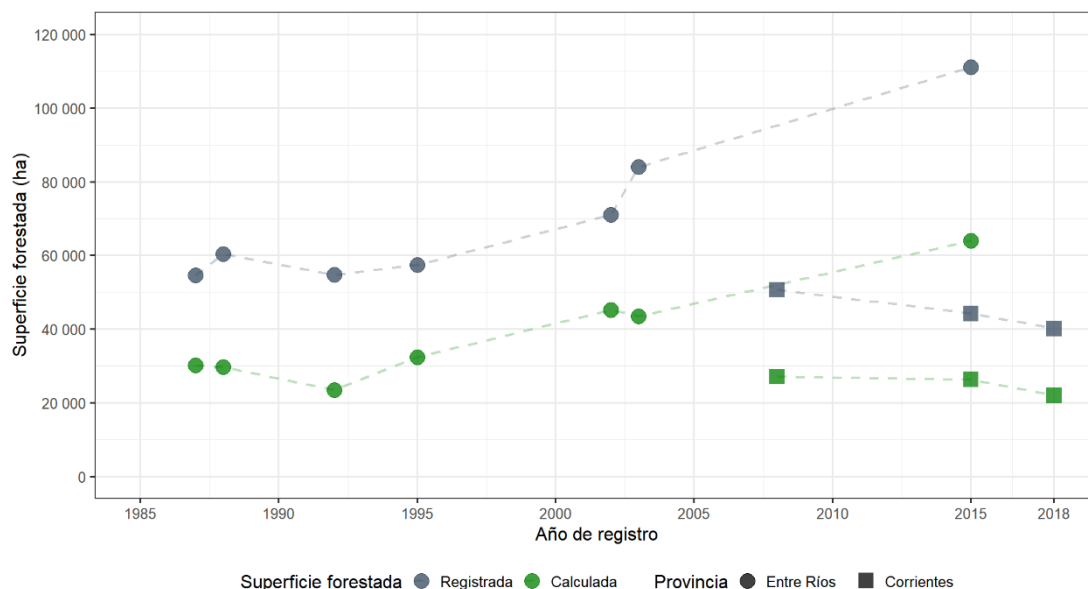


Figura 3.12. Superficie forestada registrada y calculada (ha) para las provincias de Entre Ríos y Corrientes en los departamentos de estudio.

La superficie cosechada calculada fue superior a los registros históricos excepto en los años 2011, 2013, 2015 y 2017. El EAM fue de 2.623 ha ($\sigma = 1.942$ ha) y no se observó un patrón temporal claro de diferencias o aciertos en períodos determinados (Figura 3.13).

El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman no indicó una correlación significativa entre la superficie cosechada calculada y la registrada ($\rho = 0,33, p\text{-value} < 0,133$).

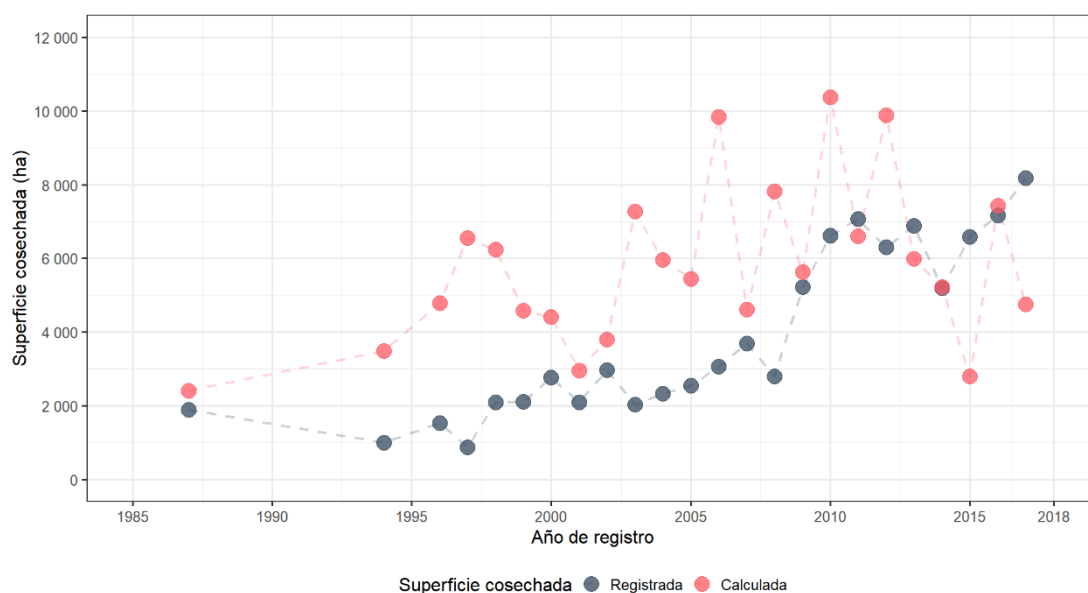


Figura 3.13. Superficie cosechada registrada y calculada (ha) para la provincia de Entre Ríos en los departamentos de estudio.

A partir de datos de rodales conocidos

Los 488 rodales con datos de superficie conocida de la empresa Ybyraty S.A. sumaron 2.193 ha, de las cuales 1.542 ha fueron identificadas con uso forestal y 651 ha como sin dato. Del total de rodales conocidos 66 no fueron detectados. Estos rodales representaron 226 ha, tuvieron un promedio de 3,4 ha ($\sigma = 3,8$ ha) y 30 de ellos se establecieron en 2015, 14 en 2016 y 13 en 2017. Los rebrotes tuvieron mayor porcentaje de acierto (82 %), seguidos por las replantaciones y plantaciones de primer ciclo (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Superficies observadas y calculadas de rodales conocidos de *E. grandis* (ha) por método de repoblación (n = 488).

Método de repoblación	n	Superficie observada (ha)		Superficie calculada (ha)	
		Total	Promedio	Con uso forestal total	Sin dato
Plantación	180	716	3,98 ($\sigma = 3,8$)	356 (50 %)	360 (50 %)
Rebrote	207	1.131	5,47 ($\sigma = 6,6$)	923 (82 %)	208 (18 %)
Replantación	101	346	3,42 ($\sigma = 3,2$)	263 (76 %)	83 (24 %)
Total	488	2.193	4,49 ($\sigma = 5,1$)	1.542 (70 %)	651 (30 %)

La detección de los píxeles correspondientes a rodales de *Eucalyptus* spp fue progresiva y se observó un patrón diferencial por método de repoblación. En términos generales, las plantaciones de primer ciclo y las replantaciones fueron detectadas significativamente luego de dos años de establecido el rodal, en cambio, los píxeles de rebrotes fueron identificados un año después de establecido el rodal (Figura 3.14).

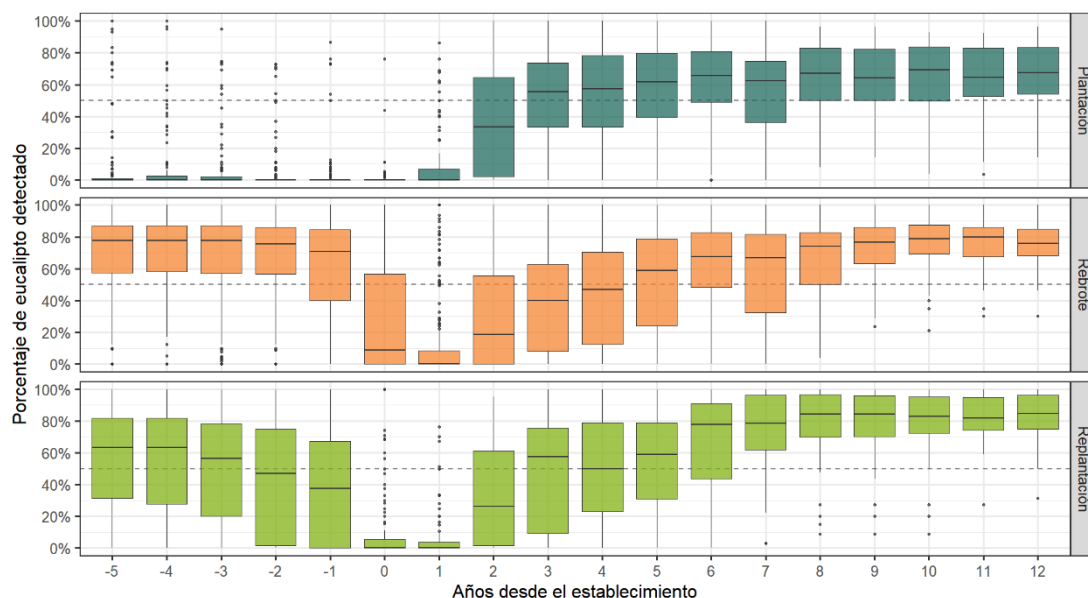


Figura 3.14. Porcentaje de eucalipto detectado antes y después al año de establecimiento (año 0) por método de repoblación.

Referencias: la línea punteada muestra el 50 % de detección del rodal.

En las plantaciones de primer ciclo, la detección fue significativa luego del segundo año de establecido el rodal para alcanzar un umbral de detección del 67 % al año 12. Antes del año de establecimiento se observaron rodales que tienen un 75 % de detección y probablemente corresponden a un registro inadecuado como plantación en vez de replantación o rebrote ($n = 18$).

En los rodales repoblados mediante el manejo de rebrotes, la disminución significativa de la señal de eucalipto fue luego del primer año de establecimiento (año 1), para posteriormente recuperarse hasta un umbral del 76 %. En las replantaciones la disminución es abrupta en el año 0 y mantuvo ese nivel hasta el siguiente año para aumentar progresivamente hasta un umbral de detección cercano al 85 %.

El porcentaje de acierto promedio para los rodales de entre 4 y 12 años de edad fue del 71 % ($\sigma = 9$ %). La mediana de los porcentajes de detección para cada clase de edad y el factor de corrección de superficie se muestra en la Tabla 3.10.

Tabla 3.10. Mediana del porcentaje de detección y factor de corrección de superficie por clases de edades.

Rango de edades (años)	Porcentaje de detección (%)	Factor de corrección de superficie (%)
4 a 6	61,54	38,46
7 a 9	72,22	27,78
10 o +	78,38	21,62

Discusión

Clasificación supervisada de imágenes Landsat

Las imágenes Landsat clasificadas mediante la aplicación del algoritmo *Random forest* tienen altos valores de precisión y son similares a los reportados para plantaciones de *Pinus* spp (Nahuelhual et al., 2012) o plantaciones de *Eucalyptus* spp y *Pinus* spp (Mngadi, et al. 2020). Sobre este aspecto, Avogadro y Padró (2019) concluyen que la clasificación automática de imágenes satelitales es una herramienta con un alto grado de precisión y fiabilidad para identificar las plantaciones y cuantificar su superficie.

Las clases de cobertura de uso de la tierra correspondiente a plantaciones de “*Eucalyptus* spp”, “*Pinus* spp” y “Monte ribereño” son reconocidas claramente a partir de la interpretación de imágenes satelitales (Figura A.3.4). La clase “Agua” presenta una alta variabilidad asociada a la identificación de cursos de agua difusos y temporarios que no fueron eliminados por la máscara de agua aplicada para reducir su representación (Figura A.3.1 y Figura A.3.2). La clase “Pastizal” representa una cobertura que incluye pastizales naturales pastoreados en su amplia mayoría y áreas de cultivo no identificadas.

La clase “Monte ribereño” se observa algunos años antes del establecimiento de la plantación de *Eucalyptus* spp, lo cual computa en una trayectoria de cambio de uso infrecuente: el reemplazo de monte ribereño por plantación de eucalipto (Figura A.3.8). Este comportamiento podría haber evitado si se asignaba una nueva clase de uso de la tierra similar a “plantaciones jóvenes de eucalipto”. Sin embargo, esta clase estaría sobrerrepresentada y ubicada espacialmente en sitios donde las plantaciones forestales son marginales, debido a que existe cierta similitud espectral con el monte ribereño.

Para cada uso de la tierra existe un conjunto de bandas e índices que superan la similitud espectral que puede haber en determinada banda o índice individualmente (Figura A.3.1 y Figura A.3.2). Por ejemplo, la clase “Pastizal” difiere espectralmente del resto de las clases de uso de la tierra en las bandas 3, 5 y 6 de Landsat y en el índice NDVI. En cambio, la clase “*Eucalyptus* spp” difiere del resto en la banda 4 y en los índices EVI, GEMI y SAVI. Este aspecto, asociado al número de bandas e índices utilizados para construir los árboles de regresión en *Random forest* y una relativa homogeneidad espectral en los usos de la tierra principales, puede contribuir a interpretar los altos valores de precisión obtenidos en las coberturas analizadas.

Para mejorar la calidad de estos resultados, sería necesario aplicar una clasificación de los usos de la tierra estandarizadas como el Sistema de Clasificación de la Cobertura de la Tierra (*Land Cover Classification System* – FAO) propuesto por Di Gregorio y Jansen (1998, 2005). Esta metodología fue aplicada para determinar la cobertura del suelo en la República Argentina en 2006-2009 (Collado et al., 2009; Volante et al., 2010) y para el mapeo de cobertura y uso del suelo del Gran Chaco Americano

(<https://chaco.mapbiomas.org/>). Sin embargo, la implementación de estos métodos requiere analizar las posibilidades de agregación y desagregación de clases de uso de la tierra.

En cuanto a los métodos de clasificación, Phiri y Morgenroth (2017) realizan una revisión de estos métodos aplicados a imágenes Landsat y afirman que aquellos basados en objetos tienen un desempeño superior con respecto a los basados en píxeles. Sin embargo, estos autores reconocen limitaciones asociadas a la selección de la escala de segmentación y, por lo tanto, no pueden determinar claramente cuál es mejor método de clasificación. Finalmente, concluyen que es importante considerar las fortalezas y limitaciones de cada método y que la mayoría de ellos siguen siendo útiles y tienen el potencial de producir niveles altos de precisión.

Área de análisis efectivo

La construcción del área de análisis efectivo permitió corregir los desvíos en el cálculo de la superficie producto de una clasificación irregular, aseguró la continuidad temporal de los píxeles válidos y minimizó la presencia de aquellos píxeles que aparecen esporádicamente en el período de estudio.

La selección de píxeles válidos es producto de operaciones aritméticas entre los rásters de cada año. Para que un píxel sea válido debe cumplir con diferentes condiciones si es un píxel de eucalipto en los últimos tres años (píxel terminal) o no lo es. Un píxel terminal es válido si es estable al menos una vez más que inestable, en cambio, un píxel que no es terminal debe ser al menos tres veces más estable que inestable. Esta consideración explica la exclusión de los píxeles del perímetro del rodal adyacentes a áreas sin cobertura o caminos, límites externos de conjuntos de rodales y también de las fallas recurrentes en el establecimiento o desarrollo de la plantación (Figura A.3.4).

Como consecuencia de este procesamiento, el área de análisis efectivo redujo las variabilidades intrínsecas de la cobertura forestal de eucalipto y generó una superficie de uso de plantaciones de eucalipto coherente espacial y temporalmente.

Evolución de la superficie forestada

La superficie forestada de *Eucalyptus* spp presenta un aumento moderado entre 1985 y 2018 (+75 %) con referencia a otras regiones y especies. Por ejemplo, en la provincia de Misiones en el período 1987-2014, la superficie de *Pinus* spp y de *Eucalyptus* aumentó un 122 % y un 660 % a razón de 6.754 ha/año y 1.316 ha/año, respectivamente (Friedl et al., 2017). En los países de la región con tradición forestal consolidada el incremento en superficie es más marcado. En la República Oriental del Uruguay las existencias de plantaciones comerciales aumentaron de 70.529 ha en 1990 a 659.803 ha en 2000 lo que representa un 836 % más de existencias en superficie y una tasa de forestación de 58.927 ha/año (Carámbula y Piñeiro, 2006). En el mismo sentido, en el centro-sur de Chile las

plantaciones de *Pinus* spp se multiplicaron por diez entre 1975 y 2007 a razón de 6.375 ha/año (Nahuelhual et al., 2012).

El cambio de cobertura más frecuente es el de “Monte ribereño” por *Eucalyptus* spp. Esta transición es improbable debido a que ambos usos de la tierra no compiten entre sí. En términos generales, a la detección de un rodal de *Eucalyptus* spp en el año i le precede la identificación de una cobertura espectralmente similar a la clase “Monte ribereño” en el año $i - 1$ (Figura A.3.8). Adicionalmente, la transición entre la clase “Monte ribereño” a *Eucalyptus* spp. ocurre significativamente un año después que la transición de la clase “Pastizal” a *Eucalyptus* spp y tiene una relación inversa ($retraso = +1$, $ccf = -0,635$, Figura A.3.9). También se observa que las transiciones entre pastizal y monte ribereño a *Eucalyptus* spp ocurren al mismo tiempo, aunque en menor medida ($retraso = 0$, $ccf = 0,546$). Este análisis de correlación cruzada entre ambas series de tiempo implica que algunos píxeles del año i de la clase “Pastizal” o “Monte ribereño” pasan simultáneamente a *Eucalyptus* spp en el año $i + 1$. Además, se verifica que la trayectoria más frecuente es que un grupo de píxeles pasen de “Pastizal” en el año i a “Monte ribereño” en el año $i + 1$ y luego a *Eucalyptus* spp en el año $i + 2$. Ambos fenómenos minimizan la representación del reemplazo de pastizales por *Eucalyptus* spp que es la segunda transición relevante y explican la subestimación de este cambio en términos de superficie. Bajo estas consideraciones, es posible afirmar que las plantaciones de *Eucalyptus* spp. provienen de la clase “Pastizal” y se estima una tasa anual de cambio de 8.706 ha/año.

El avance de las plantaciones de *Eucalyptus* spp está claramente ubicado en suelos arenosos con respecto a los suelos de otras texturas y la participación porcentual de los suelos arenosos es creciente en el período de estudio (Figura 3.4). Este proceso puede estar asociado al establecimiento de plantaciones de *E. grandis* en suelos más aptos para esta especie (SAGyP e INTA, 1995). En el área de estudio, principalmente en la provincia de Entre Ríos, se mencionan dos tipos de suelos de textura predominante arenosa: los suelos “mestizos” o “arenosos pardos” del Orden Inceptisol y los suelos “arenosos rojizos profundos” del Orden Entisol. Las plantaciones de *E. grandis* establecidas en suelos “mestizos” presentan mayores incrementos medios anuales en volumen y biomasa (Frangi et al., 2016; Goya et al., 1997). En este trabajo de tesis la textura del suelo se obtuvo del Atlas de Suelos de la República Argentina con una escala de 1:500.000 y probablemente no logre captar las particularidades edáficas locales. En contraposición, Presutti et al. (2008) describen una expansión de la superficie de plantaciones de *E. grandis* en el período 1985-2008 hacia suelos menos aptos para esta especie en el departamento de Colón. En futuras actualizaciones sería necesario abordar un análisis a nivel de series de suelos para confirmar las tendencias observadas. Sin embargo, a escala regional la distribución espacial de los suelos por familias de textura es adecuada para representar la expansión de las plantaciones de eucalipto.

Como consecuencia de lo anteriormente expuesto, la **Hipótesis 4** “*El principal cambio de uso de la tierra en el período 1985-2018 es el reemplazo de pastizales por plantaciones de Eucalyptus grandis y este proceso está concentrado espacialmente en suelos arenosos*” no es rechazada.

Incidencia de los regímenes de promoción sobre la superficie forestada

Las existencias de superficie forestada presentan un incremento diferencial para cada período de vigencia de los regímenes de promoción implementados entre 1985-2018 y se identificaron dos períodos de cierta estabilidad en las existencias: 1985-2000 y 2001-2018. Hasta el año 2000 las existencias fueron inferiores a la media histórica y la superficie forestada tiene un leve incremento en toda la cuenca de 44.320 en 1985 a 51.640 en el año 2000 (Figura 3.6). Además, durante la etapa entre 1985 y 2000 es coincidente con tasas de cosecha superiores al 15 % de la superficie forestada, en particular entre los años 1989 y 2000 (Figura 3.9). Ambos elementos configuran la dinámica de expansión de plantaciones en ese período. En cambio, durante los años 2001 y 2018 el incremento de la superficie es asociado a la implementación de la Ley Nacional 25.080.

El período 1985-2000, está marcado por dificultades en la aplicación de las normativas y crisis económicas generalizadas. Durante el período de vigencia el régimen de crédito fiscal de la Ley nacional 21.695 (1985-1989), varias publicaciones coinciden que este instrumento de política no produjo los efectos deseados en cuanto al aumento de la superficie forestal. Se atribuye este fracaso a la inestabilidad económica del período, dificultades burocráticas en la liquidación de los incentivos y la carencia de recursos en los organismos fiscalizadores (Bercovich, 2000; Valtriani, 2008; de la Peña, 2017; Denegri et al., 2017). En este estudio, aunque sólo aborda los últimos 4 años de vigencia de este sistema, se observa una merma del 6 % del total de existencias.

Por otro lado, durante la vigencia del R.P.P.F. (1992-1999), el incremento de la superficie forestada es del 11 % en toda la cuenca y del 36 % en la provincia de Entre Ríos. En este período hubo un notorio incremento de planes presentados para esta operatoria que fue acompañado por el impacto positivo explicado por el ingreso de inversiones externas directas (Valtriani, 2008; Denegri et al. 2017). Sin embargo, este incremento no se verifica para la provincia de Corrientes donde la reducción de la superficie forestada es del 30 %. Esta merma puede ser explicada por un período continuo de altas tasas de cosecha anuales superiores a la media concentrado en los años 1997 a 1999.

En el período 2000-2018 se consolidan instrumentos de política sectorial y ciertas mejoras en los indicadores económico, en particular a partir de 2003. Ambos elementos contribuyen a explicar un aumento del 82 % de la superficie forestada y es atribuido con la vigencia de las leyes nacionales 25.080 y 26.432 (1999-2018). De todos modos, la incidencia de estas leyes no fue inmediata, sino que durante los dos primeros años de implementación se observan existencias inferiores al promedio histórico. Este período coincide con problemáticas de instrumentación del régimen en sus inicios asociadas a la crisis

política y financiera del país y a la discontinuidad en los pagos de incentivos (Valtriani, 2008; de la Peña, 2017). Sin embargo, a partir del año 2001 las existencias en términos de superficie superan el promedio histórico de forma consecutiva hasta el final del período de estudio. Este aumento es concurrente con un período consecutivo de tasas de cosechas inferiores al promedio histórico entre 2001 y 2005 (Figura 3.9). Adicionalmente, la regularización del pago de planes forestales entre 2006 y 2007 puede estar asociado el incremento observado en la superficie entre 2007 y 2009 (de la Peña, 2007). Desde la sanción de la Ley Nacional 25.080, el Estado Nacional invirtió 250 millones de dólares para la promoción de plantaciones forestales de los cuales el 45 % corresponde a las provincias de Corrientes y Entre Ríos (Maradei, 2020). Este nivel de inversión y la regularidad del desembolso de los aportes económicos no reintegrables son determinantes para explicar las tasas anuales de forestación y el incremento de las existencias de superficie forestada desde el año 2001.

Durante el período sin reglamentación de la Ley Nacional 26.331, las existencias de superficie forestada descendieron paulatinamente desde el año 2009 hasta al año 2012 para luego recuperar la superficie inicial en el año 2014 (Figura 3.6). Este proceso está asociado a la coincidencia temporal de años con tasas de cosecha superiores a la media y tasas de forestación inferiores al promedio durante el período 2010-2013 (Figuras 3.9 y 3.7, respectivamente). A partir de la vigencia de la Ley Nacional 26.331 (2007), las legislaturas provinciales debían sancionar una ley que reglamente su aplicación y elaborar el Ordenamiento Territorial de los Bosque Nativos (OTBN). Luego, a partir de la sanción de la Ley Nacional 26.432 (2009), los planes forestales presentados en el marco de esta ley debían adecuarse al OTBN para evitar el reemplazo de áreas de bosque nativo por plantaciones. La demora en la sanción de las leyes provinciales, de un año para Corrientes y de cinco años en Entre Ríos, produjo un retraso adicional de la liquidación de planes forestales debido a que este requisito no podía ser evaluado por la autoridad nacional que compete a la Ley Nacional 26.432. Este retraso pudo condicionar la decisión de forestar por parte de pequeños y medianos productores, sin el respaldo económico para afrontar la plantación, lo cual puede evidenciarse en una merma en la tasa de forestación anual.

Por otro lado, las crisis económicas generalizadas y su efecto en las superficies forestadas son escasamente documentadas debido a la falta de datos cuantitativos anuales de referencia para esos períodos. Por ejemplo, de la Peña (2017) afirma una baja en la tasa de forestación durante la década de 1990 asociada a la situación de inestabilidad económica por la elevada inflación que es coincidente con los datos observados. Sin embargo, durante la crisis de 1998-2002, no se observa un patrón claro de decrecimiento de la tasa de forestación anual y se verifica un incremento de las existencias de superficie forestada. Probablemente los períodos de crisis no afecten directamente la tasa de forestación y estén asociados a una estrategia diferencial del uso de los recursos. En ese sentido, de la Peña (2017) afirma que durante la crisis de 2001 las tareas de plantación se realizan manualmente debido a los bajos costos de la mano de obra y al alto precio de los insumos. En cambio, a partir de 2003, con cierta recuperación

económica y aumento de las cargas sociales, la relación de costos se invierte y se reactiva el proceso de mecanización de estas tareas. Esta estrategia permite mantener tasas de forestación relativamente estables.

En una perspectiva más general, es necesario considerar la progresiva consolidación de un marco de política sectorial iniciado con la implementación del RPPF (1992) que continúa aún hoy con la segunda prórroga de la Ley Nacional 25.080, la Ley Nacional 27.487 de Inversiones Forestales (2019). En ese sentido, los beneficios impositivos hacia el sector forestal implementados desde la década del 70 son claros ejemplos de la direccionalidad de esos aportes, independientemente de la disparidad de los resultados obtenidos (Nussbaumer y Fernández, 2018). Durante la vigencia de cada régimen se ofrecieron subsidios, reglas de juego estables en el mediano plazo y una serie de intervenciones de apoyo técnico y comercial que impactaron positivamente en el sector forestal (Zarrilli, 2016). En ese sentido, de la Peña (2017) confirma que la tasa de forestación acompaña los ciclos económicos y políticos del país y aumenta en momentos de crecimiento y estabilidad económica. Este autor afirma también que la decisión de invertir en nuevas forestaciones está condicionada a que las instituciones responsables de la política forestal y económica cumplan con las herramientas de promoción propuestas. Por lo tanto, la tasa de forestación y el consecuente aumento de las existencias de superficie forestada, es sensible a cambios en el contexto legislativo y la eficacia en su implementación.

Como consecuencia de lo anteriormente expuesto, la **Hipótesis 5** “*Los procesos de expansión de la superficie forestada son determinados por la legislación nacional que promueve o restringe el establecimiento de plantaciones*” no es rechazada.

Evolución de la superficie cosechada

Existen escasas referencias de la superficie cosechada histórica y, en general, son estimaciones locales parciales. Además, al igual que con las superficies forestadas, las fuentes de información primaria no están disponibles.

La superficie cosechada calculada es superior a estas referencias para diferentes períodos. Entre 1987 y 1992, de la Peña (2017) reporta un promedio de 4.986 ha/año cosechadas ($\sigma = 1.119$ ha/año) y es inferior a las 6.824 ha/año calculadas ($\sigma = 3.057$ ha/año). En el año 2009, Mastrandrea y Vergara (2010) calculan un consumo de *E. grandis* de 1.205.643 m³ a partir de encuestas realizadas a empresas del sector de transformación primaria, y estiman 4.109 ha cosechadas las cuales difieren de las 5.560 ha calculadas.

La estimación de la superficie cosechada a partir del consumo de aserraderos tiene dos fuentes de variación: el origen de la materia prima y el rendimiento al turno. Mastrandrea y Vergara (2010) consideran que entre 14 % y 19 % de la madera de eucalipto y pino proviene de Corrientes y que el

rendimiento promedio es de 300 Mg/ha y, por lo tanto, la superficie cosechada puede ser menor a la reportada.

La evolución de la superficie cosechada es producto del análisis de imágenes satelitales y se observa una clara interrupción de la señal espectral de eucalipto cuando se efectúa la corta (Figura A.3.10). Por lo tanto, es posible inferir que el método aplicado para la detección de cosechas es consistente. En ese sentido, Schroeder et al. (2011) afirman que la detección de cambios a partir de series temporales de Landsat puede ser aplicada como herramienta gestión para la planificación política y económica. Estos autores reconocen además que, aunque la detección de cambios requiere una experiencia significativa en la interpretación de imágenes, es posible incorporar las tendencias observadas en algoritmos automatizados y asociarlos a un tipo de manejo en particular.

Incidencia de indicadores económicos sobre la superficie cosechada

El cociente entre la superficie cosechada anual en el año i y la superficie forestada en el año $i - 1$, denominada cosecha anual relativa tiene una correlación significativa con indicadores económicos del mercado interno y muy débil a nula con el mercado externo.

La cosecha anual relativa aumenta un año antes o simultáneamente al aumento del índice que estima el nivel de actividad del sector de la construcción (Figura 3.10). Históricamente este sector ha sido identificado como uno de los principales destinos de la producción primaria de eucalipto (SAGyP e INTA, 1995; Bercovich, 2000; de la Peña, 2017; Mastrandrea y Vergara, 2010). En ese sentido, Bercovich (2000) afirma que desde los años 90 hasta la crisis asiática de 1997, la estabilización económica, el aumento sustancial del consumo interno y el “boom” de la construcción explican una recuperación del sector forestal. Esta dinamización del sector puede estar asociada con un período consecutivo de cosechas significativamente superiores al promedio histórico entre 1991 y 1998 (Figura 3.9). A partir del año 1998, el indicador sintético de la actividad de la construcción cae abruptamente hasta su mínimo histórico en 2002 (Figura A.3.11) lo cual es coincidente con una baja cosecha anual relativa entre 2001 y 2002. A partir de la recuperación de la actividad económica en el año 2003, el índice de la construcción aumenta hasta un máximo promedio en el año 2015 y los niveles de cosecha acompañan este proceso con un aumento de la superficie cosechada superior al promedio (Figura 3.9).

Estos resultados sugieren que el mercado interno influye directamente en la demanda de la producción primaria y, además, repercute en otros eslabones de la cadena. Por ejemplo, de la Peña (2017) afirma que hay un aumento exponencial en la actividad industrial a partir de 2003 en los departamentos de Concordia, Colón y Federación debido a cierta recuperación económica. Esta influencia del mercado interno es confirmada por Mastrandrea y Vergara (2010) quienes concluyen que

esta región es la principal abastecedora de madera de eucalipto al mercado de la construcción civil y el embalaje de las provincias de Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba.

En este estudio el análisis de la incidencia del sector industrial de primera transformación en la demanda de madera no fue abordado, sin embargo se reconoce su influencia entre la producción primaria y el sector de la construcción. En ese sentido, de la Peña (2017) afirma que durante la década del noventa se instala una gran cantidad de industrias de aserrado que acompañan los ciclos de crecimiento y recesión del mercado interno, el cual se consolida como principal destino de la madera de eucaliptos. Una magnitud de este proceso se observa entre 1985 y 2015 con un aumento del 381 % de la capacidad instalada (DSyC, 1987; SDFI, 2017). El entramado geográfico de consumo y plantación es extenso, se estima que entre un 14 y 19 % de los rollizos de *E. grandis* proviene de Corrientes y por lo tanto trasciende la cuenca de estudio (Mastrandrea y Vergara, 2010). Adicionalmente, es necesario contemplar el consumo de la planta de tableros MDF y aglomerados MASISA en Concordia y la planta de tableros aglomerados SADEPAN en Concepción del Uruguay. Ambas industrias utilizan como materia prima subproductos de los aserraderos como viruta, aserrín y costaneros, aunque también utilizan rollizos (Mastrandrea y Vergara, 2010). En futuras investigaciones es necesario profundizar en los niveles de consumo, infraestructura e innovaciones tecnológicas que incrementaron la capacidad instalada total y asociarlos a los niveles de cosecha históricos.

Por otro lado, la serie de tiempo de la superficie cosechada presenta un bajo coeficiente de correlación cruzada con la serie del precio del monte en pie de 0,391 (Figura 3.10.). Probablemente este indicador esté más relacionado con la demanda del sector industrial que con la decisión de cosechar, debido a que la disponibilidad a pagar un precio mayor es mayor cuando la demanda aumenta. Desde el punto de vista del eslabón primario, aún si hubiera predisposición a vender la producción, las características de la plantación deben satisfacer la demanda de la industria en cuanto a volumen y dimensiones de los árboles a cosechar. Adicionalmente, el precio de monte ha tenido un incremento progresivo debido a la inflación, sin embargo, tuvo una fuerte caída con respecto a los costos de insumos, salarios y precio de tablas aserradas (Larocca et al., 2019). El comportamiento dinámico de esta variable y su relación con otros indicadores económicos puede explicar la débil correlación observada con la superficie cosechada.

El mercado externo, expresado en el volumen de rollizos exportados y el precio internacional de la celulosa, no tienen incidencia en la superficie cosechada de eucalipto (Figura 3.11). En ese sentido, Denegri et al (2005) indican que hubo una fuerte expansión de la exportación de rollizos de eucalipto hasta el año 1993, un período de estancamiento y decrecimiento y casi la desaparición de esta actividad a partir del año 2001. Estos autores atribuyen este comportamiento a un período de bajas del precio de la pulpa, altos costos en dólares y la incidencia de la expansión complejo celulósico de la República Oriental del Uruguay. Adicionalmente, de la Peña (2017) confirma que a principios de la década del 90

la exportación de rollizos representaba para productores e inversores una alternativa viable frente a la sobreoferta de madera aserrada y disminución de la demanda en un mercado interno recesivo. Sin embargo, la mayor parte de los aserraderos no estaban preparados para los requerimientos del comercio exterior, ya que habían sido equipados para abastecer el mercado interno con máquinas y sistemas de corte armados para la elaboración de madera larga para la construcción (de la Peña, 2017). La combinación de dificultades tecnológicas para la exportación, la abrupta caída del precio de la celulosa y un sector exportador relativamente pequeño en comparación con otros países de la región impidió que esta tendencia se mantuviera.

Como corolario de lo anteriormente expuesto, la **Hipótesis 6**: “*La tasa anual de cosecha aumenta o disminuye en función de la evolución de indicadores económicos del mercado interno y externo*” es rechazada parcialmente.

Congruencia de las estimaciones

A partir de registros históricos

La superficie forestada calculada tiene una mayor discrepancia con los registros históricos que la superficie cosechada. Las fuentes de variación de la superficie forestada calculada son el retraso en la detección y la subestimación de la superficie, pero no se analizó la incidencia de estos factores en el acierto.

A estas diferencias se le agrega la incertidumbre intrínseca de las estimaciones registradas: ¿qué superficie se registra?, ¿de qué especie o grupos de especies?, ¿en qué período de tiempo? En la cartografía del Primer Inventario de Corrientes para los departamentos de Paso de los Libres y Monte Caseros se informa 57.033,6 ha de *Eucalyptus* spp en 2008 y la registrada en la actualización del inventario en 2015 es de 50.717,93 ha (Tabla 17), lo cual implica una diferencia de 6.315,57 ha (Elizondo, 2009; 2015). También en el informe del inventario de la provincia de Corrientes se registran 80.941,16 ha de superficie inventariable pero 108.850,84 ha de superficies que incluyen plantaciones de menos de 2 años de *Eucalyptus*, por lo que éstas últimas corresponden a 27.909 ha (Elizondo, 2009). Otro ejemplo es el informe del inventario forestal para Corrientes donde se muestran superficies relevadas para los departamentos de Paso de los Libres y Monte Caseros de 38.715,19 ha y 20.415,16 ha, respectivamente (CFI, 2018). Sin embargo, cuando se informa la disponibilidad de madera de *Eucalyptus* spp por departamento los resultados son 22.493,09 ha y 17.640,87 ha lo cual significa una diferencia de -41,90 % y -13,59 %. Probablemente, la disponibilidad de madera sea de mayor interés para el sector forestal industrial y sean los datos que se citen, reproduzcan, documenten y propaguen en boletines, documentos técnicos y otras fuentes secundarias que son de mayor acceso y, por lo tanto, perdure esta información en los registros históricos.

Las series de tiempo de los datos registrados y los estimados de superficie forestada tienen una alta correlación ($\rho = 0,86$) y presentan una diferencia constante (Figura 3.12). Ambos elementos sugieren que la subestimación de la superficie calculada está asociada al procesamiento para determinar si un píxel de eucalipto es válido durante el período de estudio. La máscara de área de análisis efectivo es exigente en cuanto a los píxeles que elimina, en particular en el perímetro del rodal y en las fallas (Figura A.3.4), lo cual se traduce en una aparente subestimación de la superficie total registrada en las referencias bibliográficas consultadas.

Para el caso de la superficie cosechada, no se verifica un retraso en la detección del disturbio. El cambio de cobertura es claramente identificado y contabilizado en el año en que se produce debido al brusco cambio de la señal espectral producido (Figura A.3.10).

El cálculo de la superficie cosechada histórica a partir de las extracciones de eucalipto es razonable y tiene dos fuentes de error que no fueron cuantificadas: la inferencia de un rendimiento modal de 250 Mg/ha y que el dato de superficie no se encuentra desagregado por departamento, sino que corresponde a toda la provincia de Entre Ríos. Como referencia de la variación de los datos observados, en cálculos parciales obtenidos por de la Peña (2017) entre 1987-1992 sobre consumo estimado en valores de superficie y destinos de la madera, el error absoluto medio se reduce a 1.879 ha con respecto al error total de las estimaciones de 2.623 ha en un registro de 24 años. De todas formas y en mayor medida que con las superficies forestadas, el acceso y disponibilidad de fuentes primarias de información es nula o muy escasa.

Estas diferencias entre los datos observados, los registrados y los informados son significativas en cuanto a la consideración de la superficie forestada calculada y más aún con las superficies cosechadas, pero estos datos tienen diversas fuentes de variación que le confieren cierto nivel de incertidumbre que no puede ser precisado con claridad. Sobre este aspecto, Vogelmann et al. (2016) afirma que la serie Landsat es adecuada para evaluar las principales conversiones de la cobertura terrestre y cambios graduales de la vegetación, sin embargo, mencionan que uno de los mayores desafíos del análisis de series de tiempo es validar los resultados y productos obtenidos a partir de datos históricos parciales.

En general, las tasas de forestación en los registros históricos son calculadas a partir de la diferencia entre la superficie forestada total en un año y otro posterior, dividido por la cantidad de años del período y, por lo tanto, se asume que esa tasa es constante en ese lapso. En este estudio, las tasas de forestación son producto del análisis del cambio de uso desde diferentes coberturas a eucalipto, lo cual permite calcular valores medios y la variabilidad de la superficie de nuevas plantaciones a lo largo del tiempo. Por lo tanto, se asumen que este enfoque y la frecuencia anual de datos producidos es razonable con respecto a los cálculos documentados.

A partir de datos de rodales conocidos

Existe un retraso entre la detección progresiva de píxeles con eucalipto en el rodal a partir del año de establecimiento y esto es más evidente en plantaciones de primer ciclo que para rebrotes y replantaciones (Figura 3.14). Este retraso en la detección de la señal de eucalipto puede ser adjudicado a que el cálculo de la mediana de la reflectancia de las imágenes Landsat de ese año enmascara las diferencias espectrales entre coberturas y, por lo tanto, la detección se retarde. Ese efecto es esperable y fue documentado para estimar la edad de plantaciones de frutales a partir del máximo índice NDVI anual de imágenes de la serie Landsat (Chen et al., 2019).

En este estudio, en promedio el 50 % de la superficie del rodal es detectado un año después de establecido y el resto de la superficie es detectada progresivamente hasta un máximo cercano al 85 %. Este comportamiento sugiere que es necesario efectuar correcciones al cálculo de la edad. Una alternativa para abordar este problema es considerar que cuando un rodal es detectado, al menos tiene 3 años de establecido en promedio. Esta consideración es importante porque la edad es un parámetro de entrada en el modelo de carbono total en biomasa y suelo que se desarrolla en el Capítulo IV.

En general, la cartografía de las empresas con las que se evaluó la congruencia de las estimaciones se desarrolla con imágenes de muy alta resolución en Google Earth y con criterios variables para definir los límites del rodal, las fallas o la exclusión o no de sectores poco poblados del rodal, por lo que la superficie efectiva de cobertura es sobrestimada. En ese sentido, Chen et al. (2019) afirman que cualquier error en los límites o la inclusión de áreas que no corresponden al rodal, puede introducir ruido en los NDVI agregados a nivel de rodal y esta interferencia da como resultado incertidumbre en la detección de cambios.

La superficie forestada no detectada proviene en su mayoría de rodales establecidos durante 2015 y 2018 y por lo tanto es esperable cierta superficie sin dato por la demora en la detección promedio de tres años. Utilizando los datos de estos rodales pero en un rango de años de establecimiento entre 2000 y 2015 ($n = 318$), el área detectada se incrementa al 78 % de la superficie forestada registrada, lo que sugiere que el error de la estimación está sobrevalorado.

El retraso de la detección del rodal para cada método de repoblación es cuantificado, por lo tanto, en futuras investigaciones sería necesario incorporar la determinación de plantaciones de primer ciclo, rebrotes y replantaciones para asignarles un retraso diferencial. El cálculo de factores de corrección en función de clases de edad calculada permite establecer umbrales conocidos que podrían ser modificados para realizar un análisis de sensibilidad de estas estimaciones con datos más precisos u otras técnicas de procesamiento (Tabla 3.10).

Conclusiones

El proceso de clasificación de imágenes Landsat con el algoritmo *Random forest* y validado por el método *k-fold-cross validation* obtuvo una exactitud general promedio del 87 % ($\sigma = 5$ %) y para la clase *Eucalyptus* spp un 94 % ($\sigma = 4$ %). El procesamiento aplicado para obtener un área de uso forestal produjo una imagen espacialmente consistente de 131.917 ha y coherente temporalmente donde se minimizaron la presencia de píxeles inestables del perímetro del rodal y de las fallas en el establecimiento.

A partir de datos de rodales conocidos se detectaron dos fuentes de variación que subestiman el cálculo de la superficie forestada: el retraso de tres años en promedio hasta que se detecta el establecimiento del rodal, lo cual es más evidente en plantaciones y replantaciones, y la incidencia de los píxeles inválidos excluidos en el área de análisis efectivo. Para compensar esta subestimación se construyeron coeficientes de corrección de la superficie para cada clase de edad que serán utilizados para el cálculo de carbono total (Tabla 3.10).

La superficie forestada total mostró un incremento significativo del 75 % de la superficie inicial pasando de 44.320 ha en 1985 a 77.357 ha en 2018. Este aumento de las existencias se considera moderado con respecto a otras zonas forestales del país y países de la región. La tasa de forestación anual tuvo un promedio de 9.803 ha/año con amplias fluctuaciones anuales y se verifica que el principal proceso de transformación del paisaje es en los suelos de la familia de textura arenosa. En estos suelos se establecen el 77 % de las plantaciones de eucalipto en 2018 y representa un incremento de la participación con respecto a 1985 del 7 %.

El principal origen del cambio de usos de la tierra hacia plantaciones de *Eucalyptus* spp es desde la clase “Monte ribereño” y se verifica una transición significativa de la clase “Pastizal” a “Monte ribereño” y luego a “*Eucalyptus* spp”. Este cambio es improbable debido a que en el área de estudio no hay un reemplazo relevante de monte ribereño por plantaciones y ambos usos no compiten entre sí. Como resultado de esta similitud espectral de la cobertura se minimiza la representación del cambio de pastizal a eucalipto. En consecuencia, se asumió que el principal cambio de uso de la tierra es desde la clase “Pastizal” a “*Eucalyptus* spp” a una tasa anual de 8.706 ha/año ($\sigma = 4.636$ ha/año).

La dinámica de las existencias de superficie forestada está condicionada por los períodos de vigencia de cada régimen de promoción y se observan dos períodos en los cuales la superficie forestada es inferior o superior a la media: 1985-2000 y 2000-2018, respectivamente (Figura 3.11). La primera etapa es coincidente con la vigencia de la Ley Nacional 21.695 y el RPPF y dos años sin régimen de promoción y resulta en un leve incremento de 44.320 en 1985 a 51.640 en el año 2000. El segundo período corresponde a la vigencia de la Ley Nacional 25.080 y 26.432 y se observa un incremento de las existencias desde 42.560 ha en 1999 a 77.357 ha (+82 %). Este incremento está concentrado en el

período 1999-2008 (Tabla 3.5) con una tasa de forestación anual de 11.614 ha/año (Tabla 3.6). Las variaciones observadas están asociadas a la eficacia en la implementación de los diferentes regímenes de promoción, que a su vez está condicionada por el contexto socioeconómico del país. En cuanto a los períodos condicionantes para la expansión de la superficie forestada, durante el período sin reglamentación de la Ley Nacional 26.331, las existencias descendieron levemente y se observan tasas anuales de forestación bajas y tasas de cosecha superiores al promedio histórico.

La superficie cosechada tiene un promedio general de 8.801 ha/año ($\sigma = 3.379$ ha/año) con fluctuaciones en diferentes períodos, desde 1985 a 2002 el promedio es 7.024 ha/año ($\sigma = 2.282$ ha/año) y en 2003-2018 aumenta a 10.690 ha/año ($\sigma = 3.379$ ha/año).

Las tasas anuales de cosecha tienen una correlación positiva y significativa con el indicador sintético de la actividad de la construcción. Esta correlación está asociada a que la producción primaria de eucalipto tiene como principal destino a los aserraderos locales y, a su vez, la industria de transformación primaria y secundaria está condicionada por el contexto económico del mercado interno. En cambio, la incidencia del mercado externo, expresada en el precio internacional de la celulosa y el volumen de exportación de rollizos, tiene escasa a nula correlación debido a que estas operaciones fueron esporádicas y de baja magnitud con respecto a otros países de la región.

Las tasas de plantación y cosecha documentadas son calculadas a partir de las diferencias de superficie entre años específicos y supone tasas interanuales constantes. En este trabajo de tesis los cambios de existencias son estimadas a partir del análisis del reemplazo de diferentes coberturas a *Eucalyptus* spp con imágenes Landsat para cada año durante 33 años. Este enfoque metodológico es superior para el estudio de tendencias de cambio de largo plazo y configura una herramienta que puede ser replicada en otras zonas forestales del país.

Bibliografía

- Administración de Parques Nacionales (APN), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). Áreas Protegidas Nacionales. Parque Nacional El Palmar. <https://mapas.parquesnacionales.gob.ar/maps/59>
- Ahamed, T., Tian, L., Zhang, Y., Ting, K.C. (2011). A review of remote sensing methods for biomass feedstock production. *Biomass and Bioenergy*, 35(7), 2455–2469. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.028>
- Alarcón Luque, J. (2006). Factores, predicción e implicaciones en la asignación de usos del suelo: revisión y reflexiones. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, (32), 147-160. <https://doi.org/10.18172/cig.1184>
- Alvarado, R. (2009). La expansión forestal en el Cono Sur. Políticas públicas, intereses transnacionales y transformaciones territoriales. *Revista Nueva Sociedad*, 223, 76-93. https://static.nuso.org/media/articles/downloads/3633_1.pdf
- Ariza Garzón, M.J. y Cadena Lozano, J.B. (2014). Identificación de relaciones entre variables de política económica en Colombia a través de funciones de correlación cruzada. *Cuadernos de Administración*, 30(51), 36-48. <https://www.redalyc.org/pdf/2250/225031330005.pdf>
- Avogadro, E.G. y Padró García, J.C. (2019). Diferenciación de plantaciones forestales en Entre Ríos (Argentina): Comparación de métodos de clasificación aplicados a imágenes Sentinel-2 y Landsat-8. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 24, 117-139. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.652>
- Bercovich, N. (2000). Evolución y situación actual del complejo forestal en Argentina. División de Desarrollo Productivo y Empresarial de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo (CIID/IDRC).
- Braier, G. (2004). Tendencias y perspectivas del sector forestal al año 2020. Argentina. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional 1. <http://forestoindustria.magyp.gob.ar/archivos/tecnica-e-informacion/tendencias-y-perspectivas-al-2020.pdf>
- Breiman, L. (2001). *Random forests*. *Machine Learning*, 45, 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Britos, A. y Barchuk, A. (2008). Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. *AgriScientia*, 25(2), 97–110. <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/agris/article/view/2746/2174>

- Brizuela, A.B., Milera, S. y Mestres, J. (2004). Plantaciones de Eucaliptos y Pinos en los departamentos del este de Entre Ríos. *INSUGEO, Miscelánea* 12, 153-160.
- Carámbula, M y Piñeiro, D (2006). La forestación en Uruguay: cambio demográfico y empleo en tres localidades. *Agrociencia*, X(2), 63-73.
- Chen, B., Jin, Y. y Brown, P. (2019). Automatic mapping of planting year for tree crops with Landsat satellite time series stacks. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 151, 176-188. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.03.012>
- Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de Teledetección Espacial*. Segunda Edición. Ediciones RIALP S.A. Madrid. Segunda Edición: julio 1995.
- Collado y colaboradores. Cobertura del suelo de la República Argentina. Año 2006-2007 (LCCS-FAO). Informe Técnico Unificado PNECO 1643 (Anexo II). (2009). Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-categorias_lccs_argentina.pdf
- Congedo, L. (2016). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 5.0.0.1. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.1219.3524>
- Consejo Federal de Inversiones (CFI). (2018). Actualización del inventario forestal de bosques implantados en la provincia de Corrientes. Informe Final. Diciembre de 2018.
- de la Peña, C. (2017). “Entre jangadas, naranjas y eucaliptos”. *Trayectoria y dinámica socio-técnica de la actividad forestal en el noreste de Entre Ríos, desde los inicios hasta comienzos del siglo XXI*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de La Plata] <https://doi.org/10.35537/10915/61776>
- Delaney, J.L. y Skidmore, A.K. (2001). Classifying *Eucalyptus* forest vegetation data: a comparison of techniques. *Australian Forestry*, 64(1), 14–25. <https://doi.org/10.1080/00049158.2001.10676156>
- Denegri, G, Acciaresi, G y Aguerre, M. (2017). Políticas públicas de promoción de plantaciones forestales comerciales: los casos del Valle de Calamuchita (Córdoba) y de la región de Virasoro (Corrientes). *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 116(1), 75-88. <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/558/803>
- Denegri, G.; González, A. y Mascheroni, S. (2005). Análisis de la exportación argentina de los rollos de *Eucalyptus*. *Revista Forestal Yvyrareta*, 13.
- Di Gregorio, A. y Jansen L.J.M. (1998). Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1998.

- Di Gregorio, A. y Jansen, L.J.M. (2005) Land Cover Classification System Classification concepts and user manual Software version (2). In: 8 EaNRS (ed). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Dirección de Forestación (DF). Subsecretaría de Agricultura, Ganadería y Forestación. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. Ministerio de Economía y Obras y Servicios Públicos. (1997). Argentina. Sector Forestal.
- Dirección de Silvicultura y Citricultura de Entre Ríos(DSyC). (1987). *Censo Industrial Maderero de Entre Ríos 1985*. ISSN 0326-5072.
- Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (DNDFI), Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. (2019). Forestales – Extracciones en bosques cultivados 1998-2017. <https://datos.magyp.gob.ar/dataset/extracciones-forestales>
- Elizondo, M.H. (2009). Primer inventario forestal de la provincia de Corrientes: metodología, trabajo de campo y resultados. Consejo Federal de Inversiones - Provincia de Corrientes. Informe final.
- Elizondo, M.H. (2015). Actualización del inventario de plantaciones forestales de la provincia de Corrientes. Consejo Federal de Inversiones - Provincia de Corrientes. Informe final.
- Frangi, J., Pérez, C., Goya, J., Tesón, N., Barrera, M. y Arturi, M. (2016). Modelo empírico integral de una plantación de *Eucalyptus grandis* en Concordia, Entre Ríos. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 191-204. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000100018>
- Friedl, R.A., Gauto, O.A. y Gauto, J.A. (2017) Revisión de la evolución de los bosques implantados de Misiones y los regímenes de promoción. *Revista Forestal Yvyrareta*, 25, 66-75. http://www.yvyrareta.com.ar/images/descargas/N25/Revision_Friedl_2017.pdf
- Gaertner, P. (2019). Calculate Accuracies from RF Classification Result (Nº de versión 1). R Studio 1.2.5033. Tucumán, Argentina.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D. y Moore, R. (2017) Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27 <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Goya J.F., Frangi, J.L. y Dalla Tea, F. (1997). Relación entre biomasa aérea, área foliar y tipos de suelos en plantaciones de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 102(1), 11-21. <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/view/880>
- Guevara Díaz, J.M. (2014). Uso correcto de la correlación cruzada en Climatología: el caso de la presión atmosférica entre Taití y Darwin. *Terra*, 30(47), 79-102. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1012-70892014000100005#for1

- Huete, A.R. (1988) A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Huete, A.R., Justice, C. y Van Leeuwen, W. (1999). Modis Vegetation Index (MOD 13). Algorithm Theoretical Basis Document Version 3. https://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf
- Iglesias, M.R., Barchuck, A. y Grilli, M.P. (2010) Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas. *Revista de Teledetección*, 34, 44-54. http://www.aet.org.es/revistas/revista34/Numero34_06.pdf
- INDEC, Dirección de Estadísticas de Actividades Secundarias y de Servicios. (2020b). Indicador sintético de la actividad de la construcción (ISAC) base 2004=100. Serie mensual desde 1993 en adelante. Recuperado de: <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Institucional-Indec-InformacionDeArchivo-7>
- INDEC, Dirección de Estadísticas de Actividades Secundarias y de Servicios. (2020a). Indicador sintético de la actividad de la construcción (ISAC) base 2004=100. Serie histórica Años 2016-2020. Recuperado de: <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-3-3-42>
- Instituto de Estadística y Registro de la Industria de la Construcción (IERIC). (2005). Situación Actual y Evolución Reciente del Sector de la Construcción. Recuperado de: <https://www.ieric.org.ar/p2/publicaciones-especiales-82>
- Instituto Forestal Nacional (IFONA). Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Ministerio de Economía. (1987). Anuario de Estadística Forestal 1987.
- Instituto Geográfico Nacional (IGN), Ministerio de Defensa, Argentina. (2021). Información Geoespacial. <https://www.ign.gov.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>
- Krikorian, M. (2010). La hiperinflación de 1989/90. Aportes y reflexiones sobre un episodio que marcó la historia argentina. *Anales de la Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales*, 7(40), 533-546 <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/21022>
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)

- Landis, J.R. y Koch, G.G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Larocca, F., Merlo, A. y Vera, L. (2019). Evolución de los precios de los productos de *Eucalyptus grandis* en relación a sus costos entre 2008 y 2019 en Entre Ríos, Argentina. XVIII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales, Misiones.
- Lyons, M.B., Keith, D.A., Phinn, S.R., Mason, T.J. y Elith, J. (2018). A comparison of resampling methods for remote sensing classification and accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 208, 145-153. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.026>
- Maradei, D. (30 de octubre de 2020). Un recorrido por la Ley 25.080 de inversiones para bosques cultivados. XXXIV Jornadas Forestales de Entre Ríos.
- Mastrandrea, C. y Vergara, L. (2010) Diagnóstico del sector de transformación primaria de la madera en la región Noreste de Entre Ríos Año 2009. XXIV Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, octubre de 2010.
- Mestres, J. (2002). Relevamiento de Industrias Forestales Primarias y plantaciones en Entre Ríos 2001: Análisis de situación de la Costa del Río Uruguay. XVII Jornadas Forestales de Entre Ríos.
- Mngadi, M., Odindi, J., Peerbhay, K., Mutanga, O. y Sibanda, M. (2020). Testing the utility of multivariate techniques in mapping commercial forest species using freely available Landsat 8 Operational Land Imager (OLI). *Journal of Forest Research*, 25(5), 354-357. <https://doi.org/10.1080/13416979.2020.1764167>
- Morales Olmos, V. (2021) Análisis de la cadena de valor forestal. Serie Estudios y Perspectivas-Oficina de la CEPAL en Montevideo, Nro. 52 (LC/TS.2021/113-LC/MVD/TS.2021/2), Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). <https://hdl.handle.net/11362/47263>
- Nahuelhual, L., Carmona, A, Lara, A, Echeverría, C, González, ME. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107(1), 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.006>
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverría, C y González, M.E. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107(1), 112-20. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.006>
- Nussbaumer, B. y Fernández, S. (2018). El desarrollo de la política forestal e incidencias en el Delta Inferior del Paraná. *Mundo Agrario*, 19(41), e089. <https://doi.org/10.24215/15155994e089>

- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). FAOSTAT-forestal. Estadísticas de productos forestales. Producción y Comercio forestal. Recuperado de: <http://www.fao.org/faostat/es/#data/FO>
- Pekel, J. F., Cottam, A., Gorelick, N. y Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633), 418.
- Phiri, D. y Morgenroth, J. (2017) Developments in Landsat Land Cover Classification Methods: A Review. *Remote Sensing*, 9(9), 967. <https://doi.org/10.3390/rs9090967>
- Pinty, B. y Verstraete, M.M. (1992) GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101, 15–20 <https://doi.org/10.1007/BF00031911>
- Presutti, M., Arturi, M. y Goya, J. (2008). Plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y su relación con la aptitud de los suelos en Colón, provincia de Entre Ríos. *Revista Forestal Ybyrareta*, 15. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/118675>
- R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ruggirello, H. (2011). El Sector de la Construcción en perspectiva: internacionalización e impacto en el mercado de trabajo. ISBN 978-987-1597-15-4. Buenos Aires: Aulas y Andamios.
- Sandoval, M., Johnston, M.P., Drozd, A y Derguy, M.R. (2016). Estimación de la superficie forestada en los departamentos de Colón, Concordia y Federación, Entre Ríos en el periodo 1985 – 2015 con imágenes Landsat 5 y 8. XXX Jornadas Forestales de Entre Ríos.
- Schoeneberger, P.J., Wysocki, D.A., Benham, E.C. y Soil Survey Staff. (2012). *Field book for describing and sampling soils, Version 3.0*. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Schroeder, T.A., Wulder, M.A., Healey, S.P. y Moisen, G.G. (2011) Mapping wildfire and clearcut harvest disturbances in boreal forests with Landsat time series data. *Remote Sensing of Environment*, 115(6), 1421-1433. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.022>
- Schultz, M., Clevers, J.G.P.W., Carter, S., Verbesselt, J., Avitabile, V., Quang, H.V. y Herold, M. (2016). Performance of vegetation indices from Landsat time series in deforestation monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52, 318-327. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.020>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP) – Subsecretaría de Producción Agropecuaria y Mercados, INTA – EEA Concordia. (1995). *Manual para productores de eucaliptos de la Mesopotamia argentina*. Carpineti, Luis, Dalla Tea, F, Glade, J. Marcó, M.(eds).

- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP), INTA, Proyecto PNUD ARG/85/019, Instituto de Suelos y EEA de INTA. (2013). Suelos de la República Argentina. Versión digital corregida, revisada y aumentada (Versión 9.0) por G. Cruzate, L. Gomez, M. J. Pizarro, P. Mercuri, S. Banchemo. [Enlace: <http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/>]
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP). (1994). *Guía Forestal Argentina*. 1era. Edición.
- Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano (SRNyAH), Presidencia de la Nación. (1995). Anuario de Estadística Forestal 1994.
- Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable (SRNDS), Presidencia de la Nación. (1998). Anuario de Estadística Forestal 1997.
- Subsecretaría de Desarrollo Foresto Industrial de la Nación (SDFI) y Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA) – FCAYF – UNLP. (2017). Inventario Nacional de Plantaciones Forestales. Inventario Forestal Permanente de los Bosques Implantados. ENTRE RÍOS - ÁREA CONTINENTAL. Diciembre 2017. 35pp.
- Subsecretaría de Desarrollo Foresto Industrial de la Nación (SDFI) (2017). Censo Nacional de Aserraderos 2015. Informe del relevamiento censal en la provincia de Entre Ríos - Región Mesopotámica. 26pp.
- Tucker, C.J. (1979) Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127-150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- U.S. Bureau of Labor Statistics, Producer Price Index by Commodity for Pulp, Paper, and Allied Products: Wood Pulp [WPU0911], retrieved from FRED, Federal Reserve Bank of St. Louis; <https://fred.stlouisfed.org/series/WPU0911>
- USGS (U.S. Geological Survey), Department of the Interior (2019a) Landsat 4-7. Surface Reflectance (LEDAPS). Product Guide. Version 2.0.
- USGS (U.S. Geological Survey), Department of the Interior (2019b) Landsat 8. Surface Reflectance Code (LASRC). Product Guide. Version 2.0.
- Valtriani, A. (2008) *Modelos de desarrollo forestal, sus conflictos y perspectivas en el sector de micro pymes forestales; estudios de caso en la región noreste y centro de la provincia de Chubut*. [Tesis de doctorado, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Económicas] http://bibliotecadigital.econ.uba.ar/download/tesis/1501-1187_ValtrianiA.pdf
- Venables, W.N. y Ripley, B.D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer-Verlag.

- Vera, L, Mastrandrea, C., De La Peña, C., Vianna, M. L., Flores Palenzona, M. Inédito. Planilla de precios forestales de la región NE de Entre Ríos 1983-2018. Planilla de cálculo. Última actualización: 13 de marzo de 2020.
- Vogelmann, JE, Gallant, AL, Shi, H, Zhu, Z. (2016). Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment*, 185, 258-270. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.060>
- Volante, J. N., Ayesa, J. A., Bubenik, K., Collado, A. D., Ferreyra, E., Lopez, C., Navarro de Rau, M. F., Pezzola, A., and Puente, M. (2010). Cartografía cobertura del suelo de la República Argentina según el sistema de clasificación LCCS-FAO. Año 2007-08. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Zarrilli, A.G. (2016). Un nuevo paradigma en la producción forestal Argentina. De la explotación y crisis del bosque nativo a la implantación masiva (1960-2000). *Estudios Rurales*, 6(11), 154-183. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/6119761.pdf>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. y Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Anexo

Tabla A.3.1. Nombre de bandas y longitud de onda (μm) de los sensores Landsat utilizados para la clasificación supervisada.

Nombre de banda (*)	Longitud de onda (μm)		
	Landsat 5	Landsat 7	Landsat 8
B1: Blue	0,45 – 0,52	0,45 – 0,52	0,452 – 0,512
B2: Green	0,52 – 0,60	0,52 – 0,60	0,533 – 0,590
B3: Red	0,63 – 0,69	0,63 – 0,69	0,636 – 0,673
B4: NIR	0,77 – 0,90	0,77 – 0,90	0,851 – 0,879
B5: SWIR1	1,55 – 1,75	1,55 – 1,75	1,566 – 1,651
B7: SWIR2	2,08 – 2,35	2,08 – 2,35	2,107 – 2,294

Fuente: elaboración propia en base a USGS (2019a y 2019b). Blue, Green, Red, NIR, SWIR: azul, verde, rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta. (*) Los nombres de las bandas para Landsat 8 fueron homologados con Landsat 5 y 7.

Tabla A.3.2. Categorización en familias de texturas (Schoeneberger et al., 2012) de las clases de texturas obtenidas de la cartografía de suelos de la República Argentina (SAGyP et al., 2013).

Familia de textura	Familia de textura (en inglés)	Clase de textura (en inglés)	Clase de textura	Valor del campo TEXT_SUP1	Superficie del área de análisis efectivo (ha)
Franca fina	<i>Fine-loamy</i>	<i>Silt clay</i>	Arcillo limosa	“Arcillo limosa”	18
		<i>Clay</i>	Arcillosa	“Arcillosa”	7
		<i>Loam</i>	Franca (*)	“Franca”	12.580
		<i>Silty clay loam</i>	Franco arcillo limoso (*)	“Franco arcillo limos”	12.677
Franca gruesa	<i>Coarse-loamy</i>	<i>Sandy loam</i>	Franco arenosa	“Franco arenosa”	3.445
		<i>Silt loam</i>	Franco limosa	“Franca limosa”	1
				“Franco limosa”	6.303
Arenosa	<i>Sandy</i>	<i>Loamy sand</i>	Areno franca	“Areno franca”	37.169
				“Areno-franca”	21.156
		<i>Sand</i>	Arenosa	“Arenosa”	38.440
				“_”	16
		S/D	S/D	“No determinada”	105

Referencias: las clases de textura indicada con (*) se asignó a la familia de textura Franca fina en coincidencia con los valores porcentuales de cada fracción de suelo obtenida en campo (ver Capítulo II).

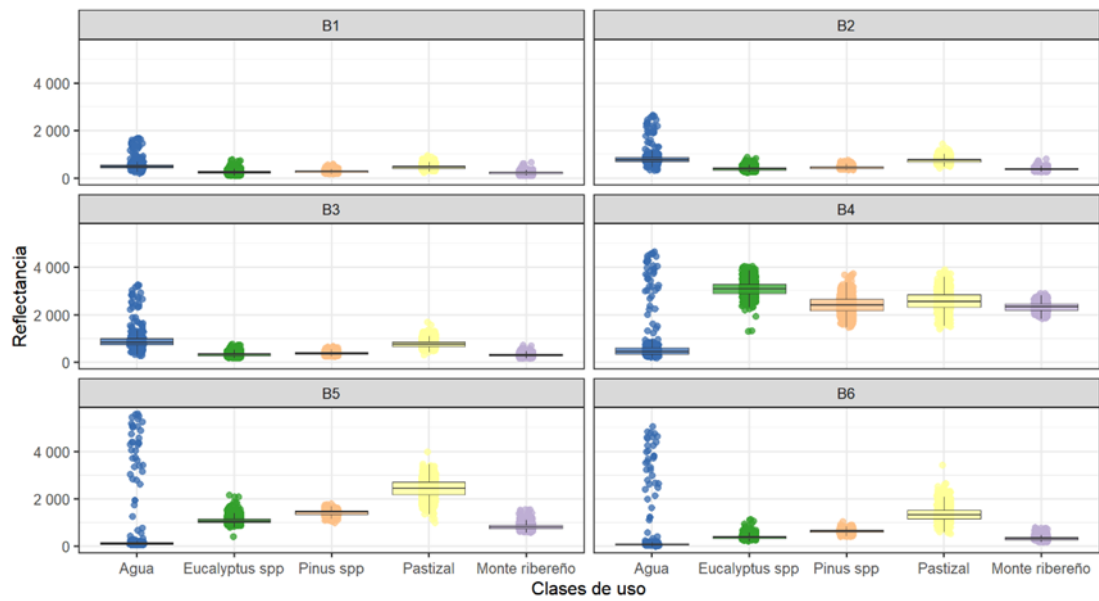


Figura A.3.1. Reflectancia de la superficie de las bandas espectrales de la serie Landsat utilizadas para la clasificación de cada clase de uso de la tierra.

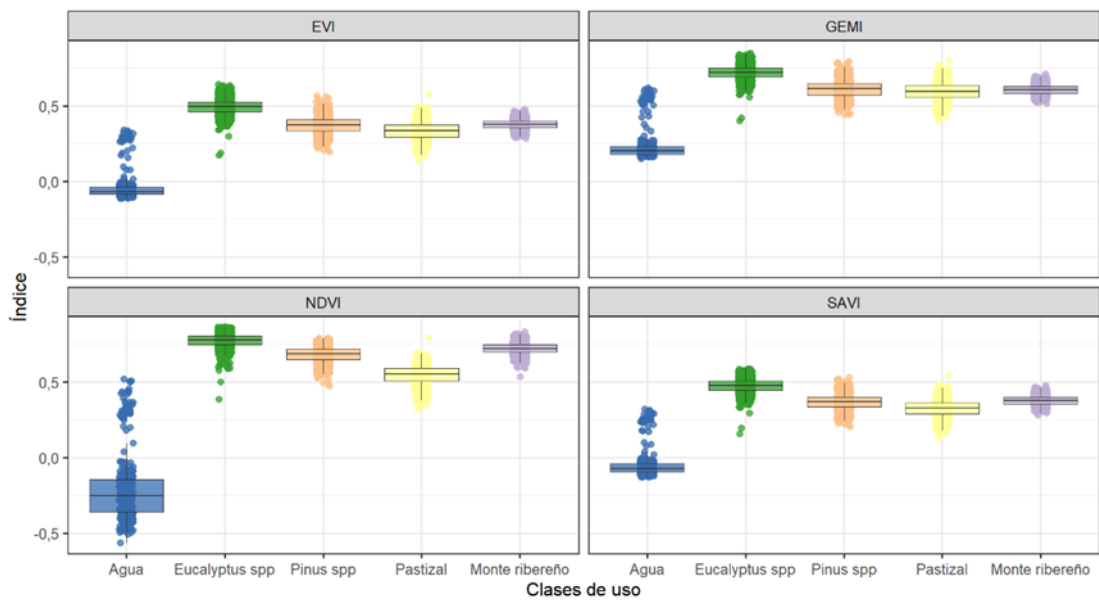


Figura A.3.2. Valores de los índices de vegetación calculados a partir de las bandas espectrales de la serie Landsat y utilizados para la clasificación de cada clase de uso de la tierra.

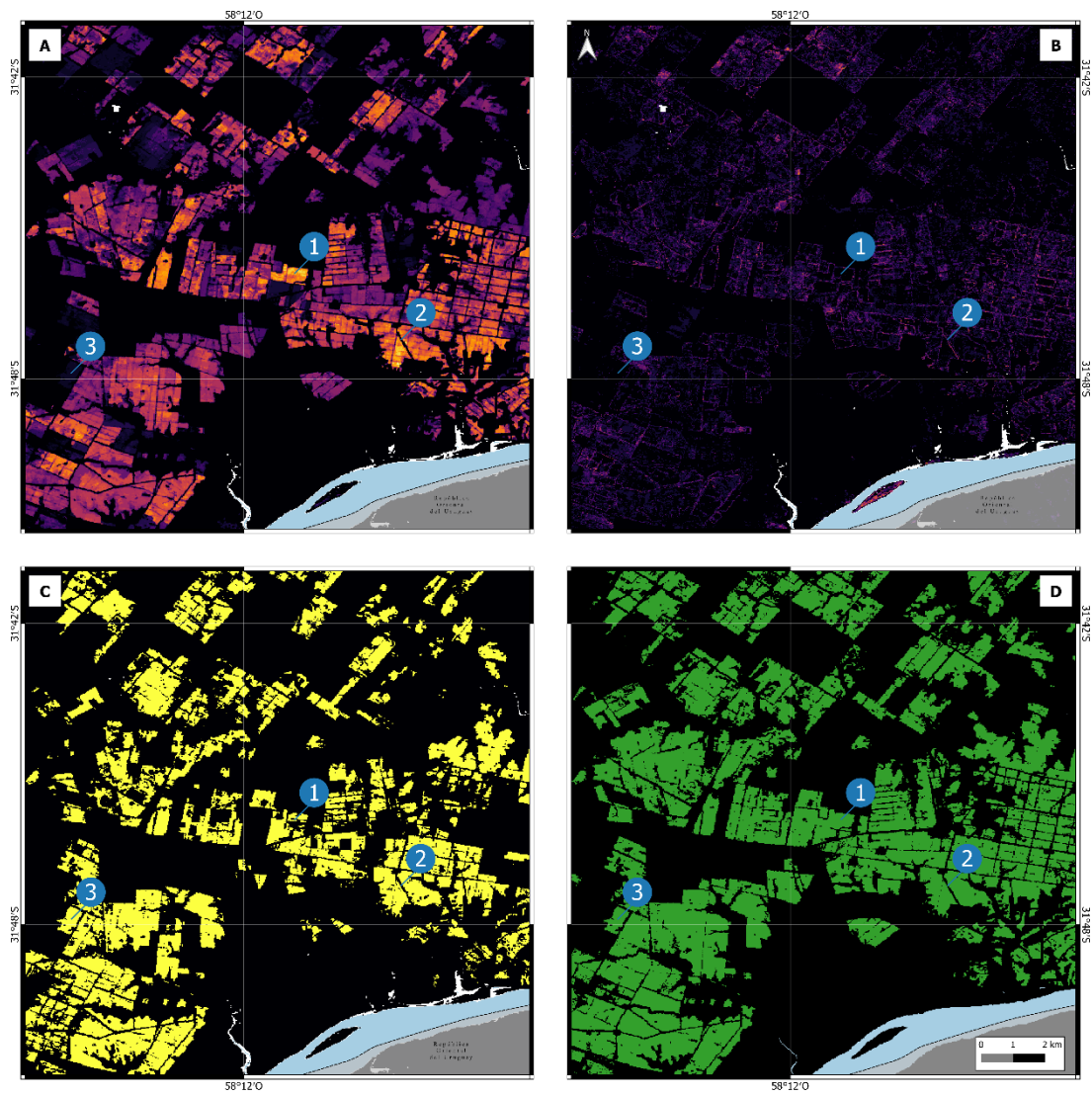


Figura A.3.3. Imágenes de máscaras aplicadas para píxeles más estables (A); píxeles más inestables (B); píxeles válidos de años terminales (C) máscara de análisis efectivo resultante (D).

Referencias: Puntos de altos valores de píxeles estables (1), inestables (2) y terminales (3).

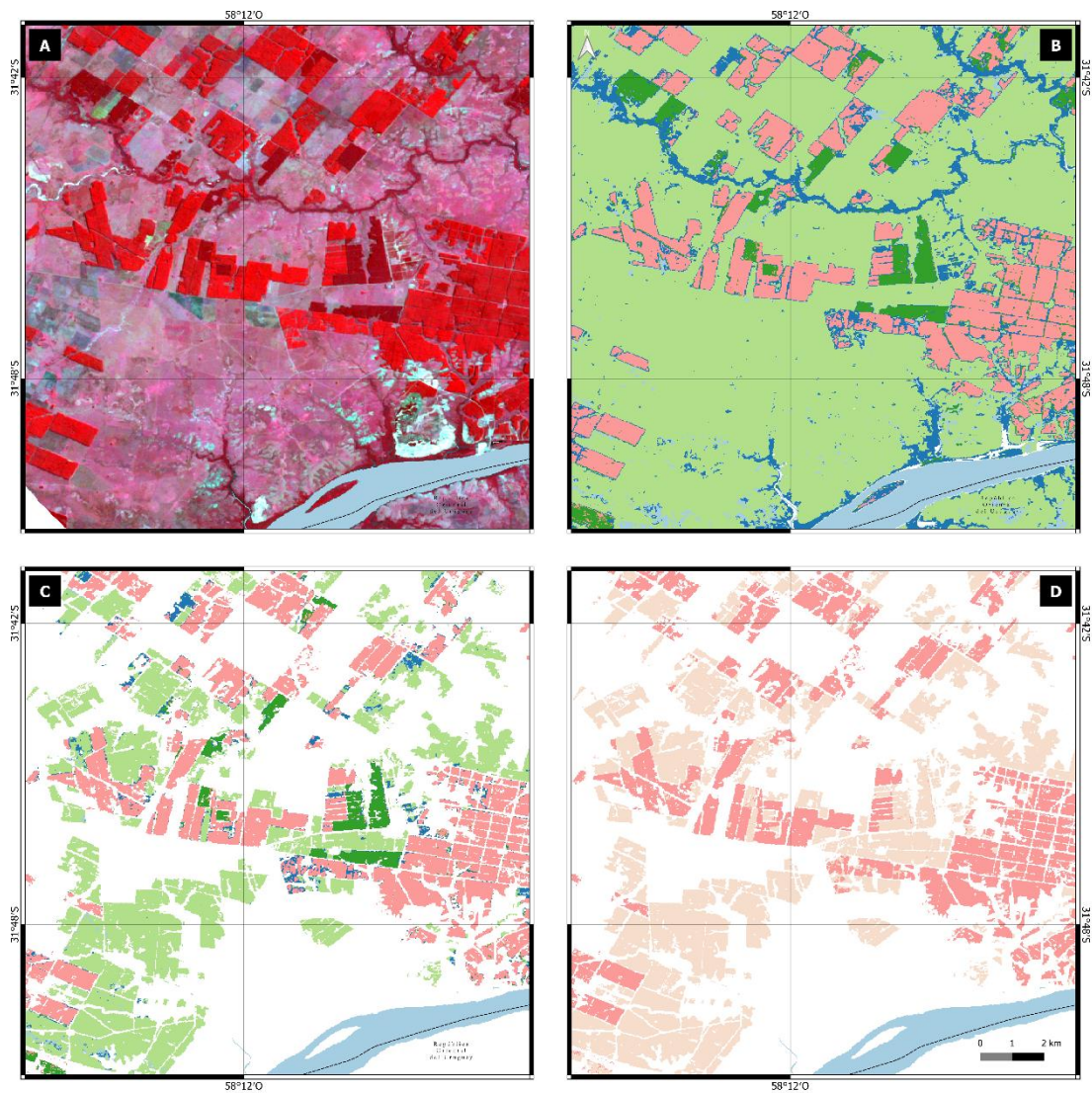


Figura A.3.4. Mediana de los valores de reflectancia de una imagen Landsat 5 en falso color (4, 3, 2) en el norte de Colón, Entre Ríos (A), clasificada por el método *Random forest* (B), con máscara de área de análisis efectivo para todas las coberturas (C) y sólo para *Eucalyptus* spp (D).

Referencias: celeste: agua; rosa: eucalipto; verde oscuro: pino; verde claro: pastizal; azul: monte ribereño; marrón claro: no eucalipto para ese año.

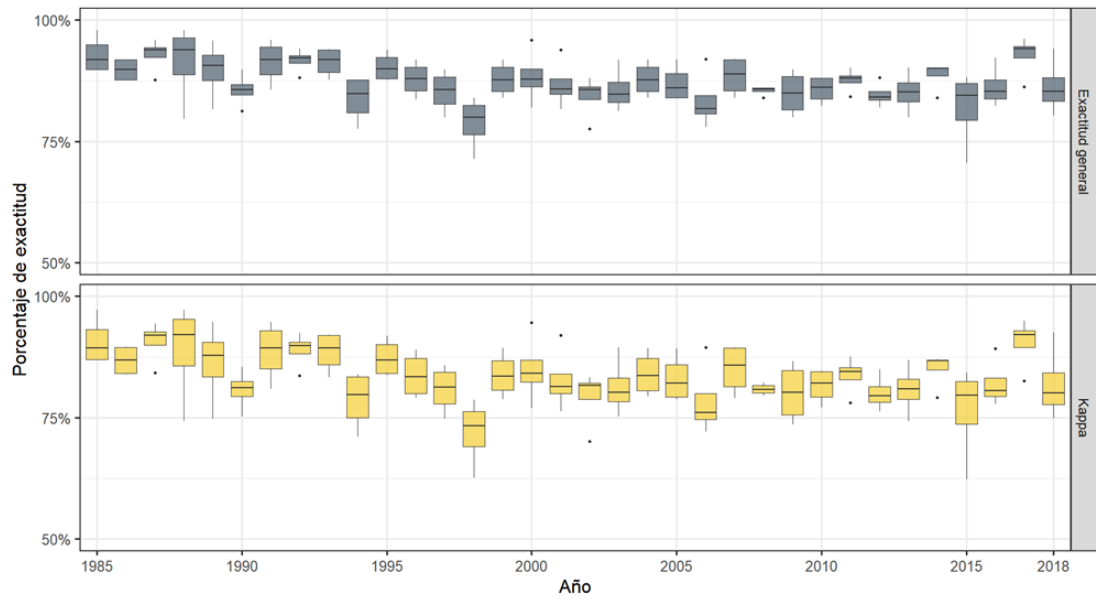


Figura A.3.5. Porcentaje de exactitud e índice Kappa de las clasificaciones resultantes en cada año.

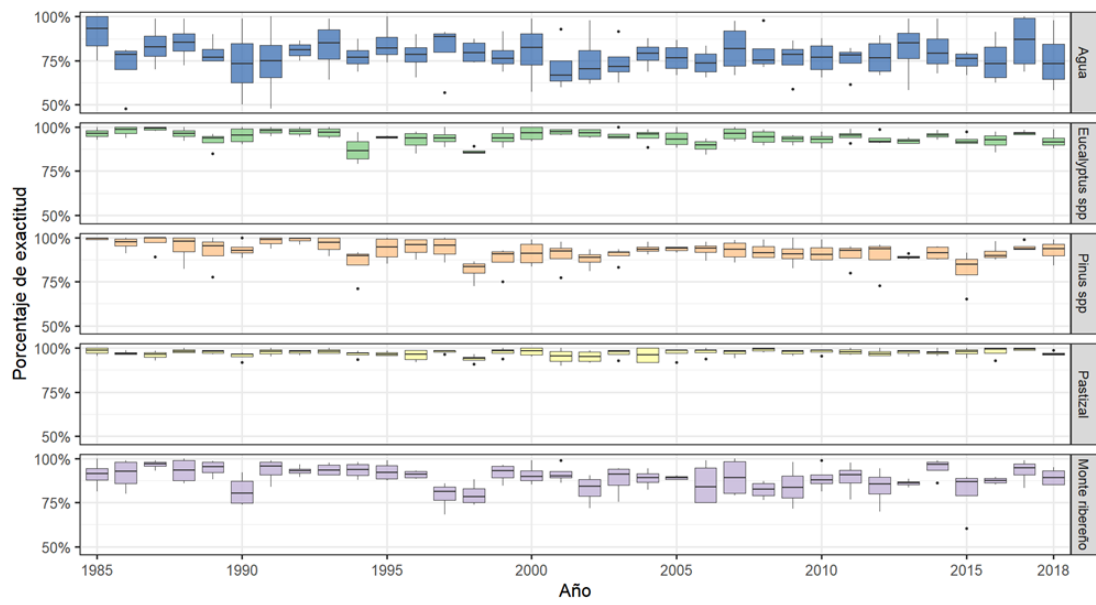


Figura A.3.6. Porcentaje de exactitud de las clasificaciones resultantes para cada clase de uso de la tierra y año.

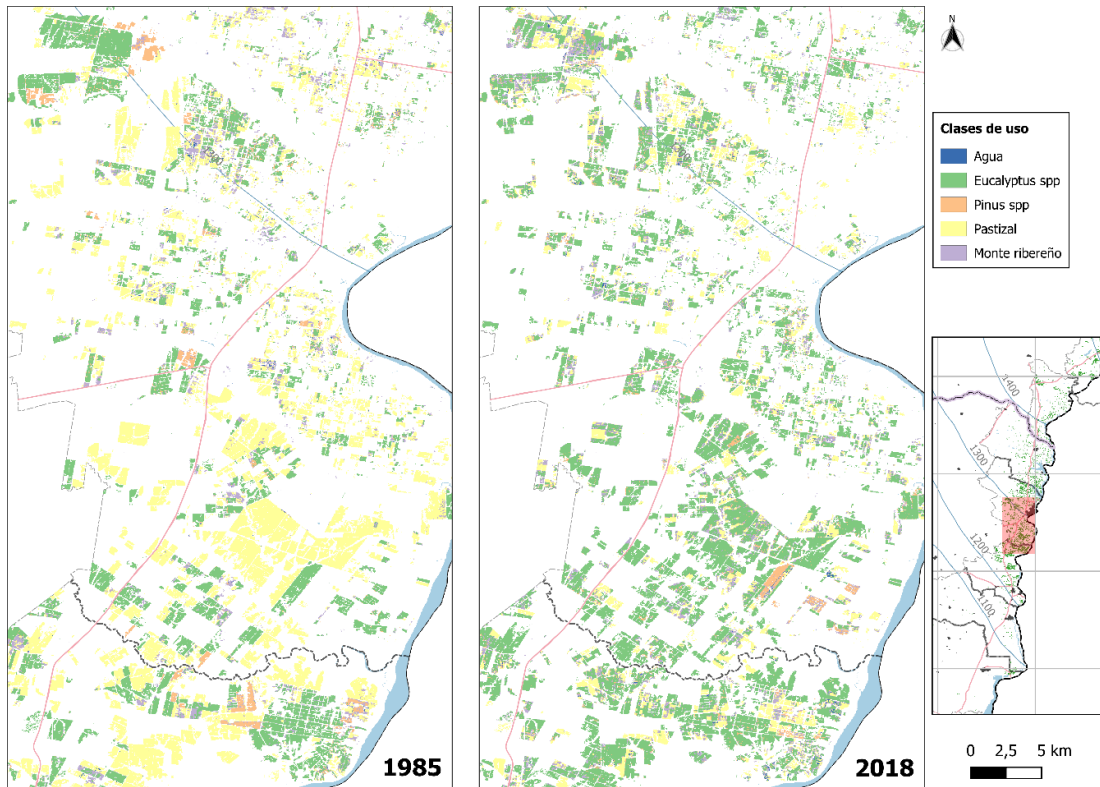


Figura A.3.7. Mapa de clases de uso de la tierra en un área del norte de Colón y sur de Concordia en Entre Ríos para el año 1985 y 2018.

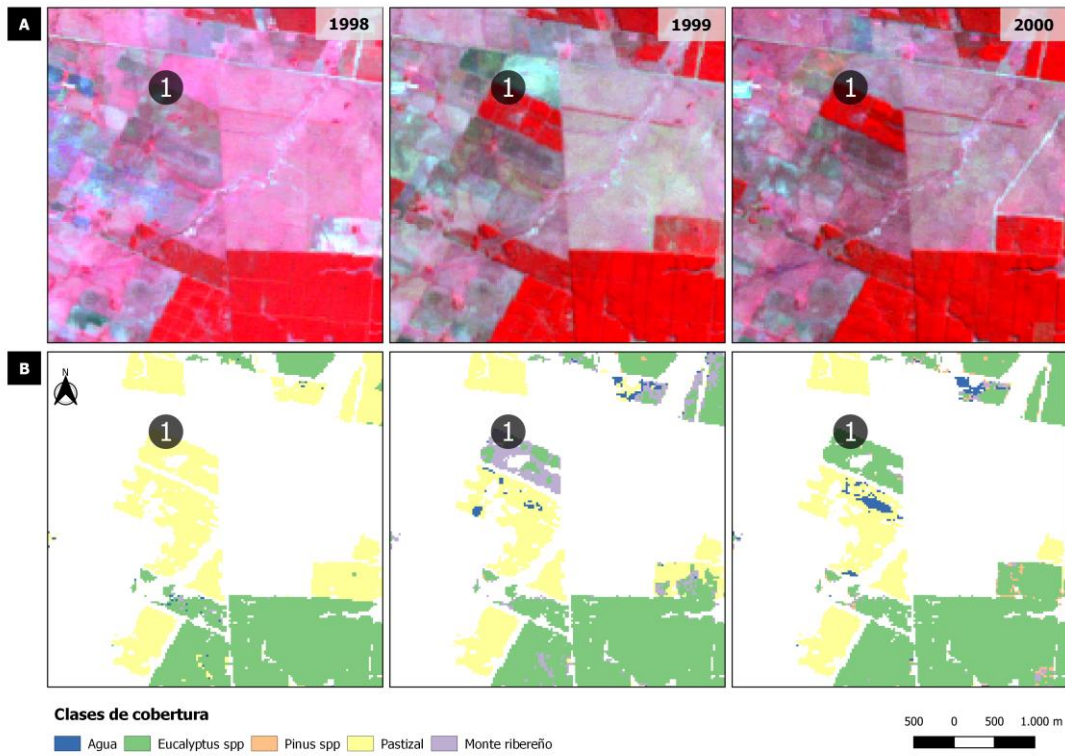


Figura A.3.8. Mediana de la reflectancia (A) e imagen clasificada (B) de un rodal clasificado como “Pastizal” en el año 1988 (1), como “Monte ribereño” en 1999 y como “*Eucalyptus spp.*” en el año 2000.

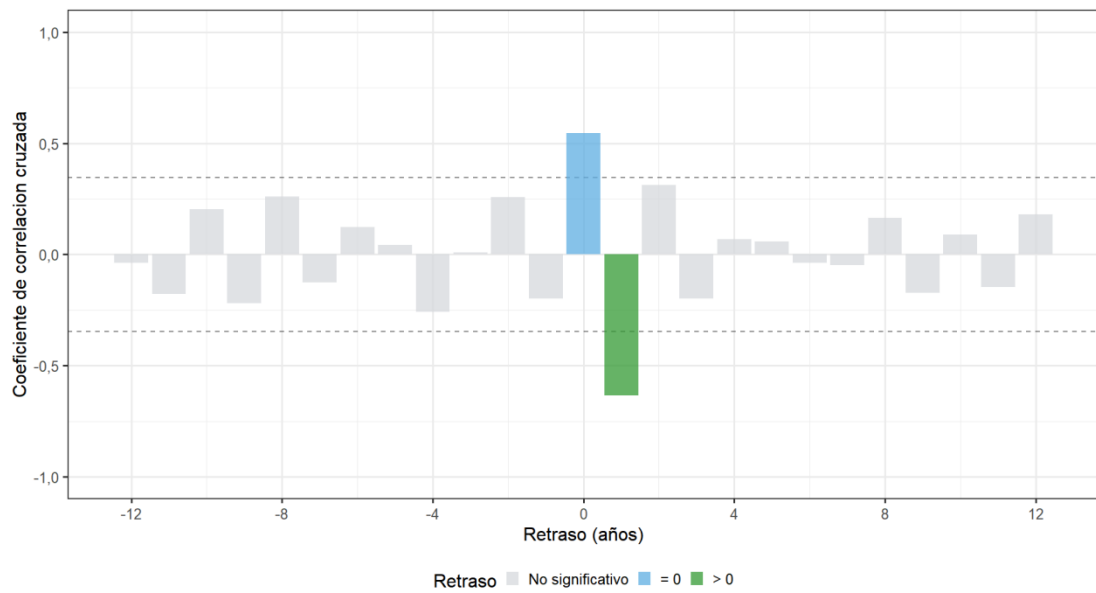


Figura A.3.9. Coeficiente de correlación cruzada entre las series de tiempo de la transición “Monte Ribereño” a “*Eucalyptus spp.*” y “Pastizal” a “*Eucalyptus spp.*”.

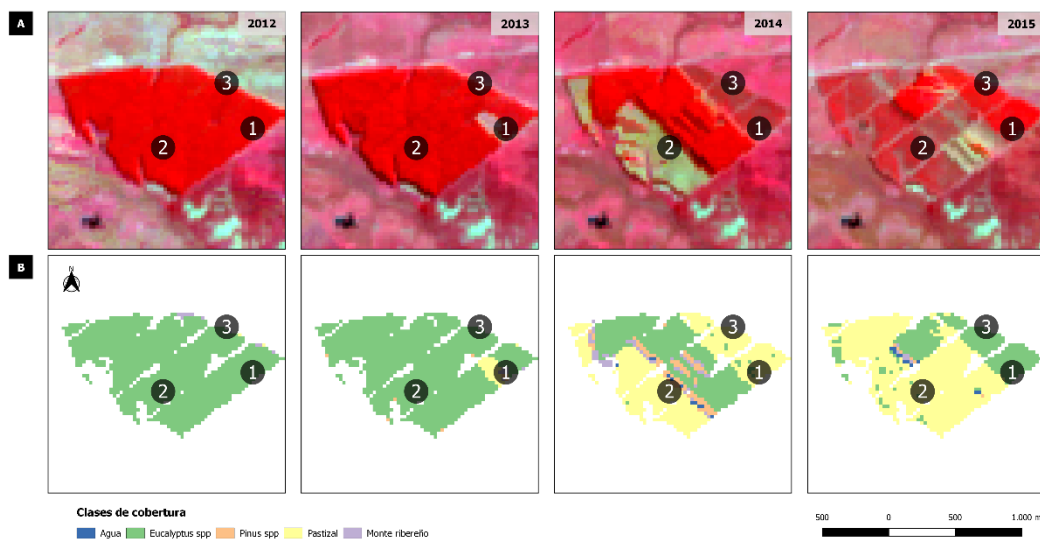


Figura A.3.10. Mediana de la reflectancia (A) e imagen clasificada (B) de la detección de cosechas en el año 2013 (1) y 2014 (2 y 3) y su posterior identificación como plantación de *Eucalyptus spp.*

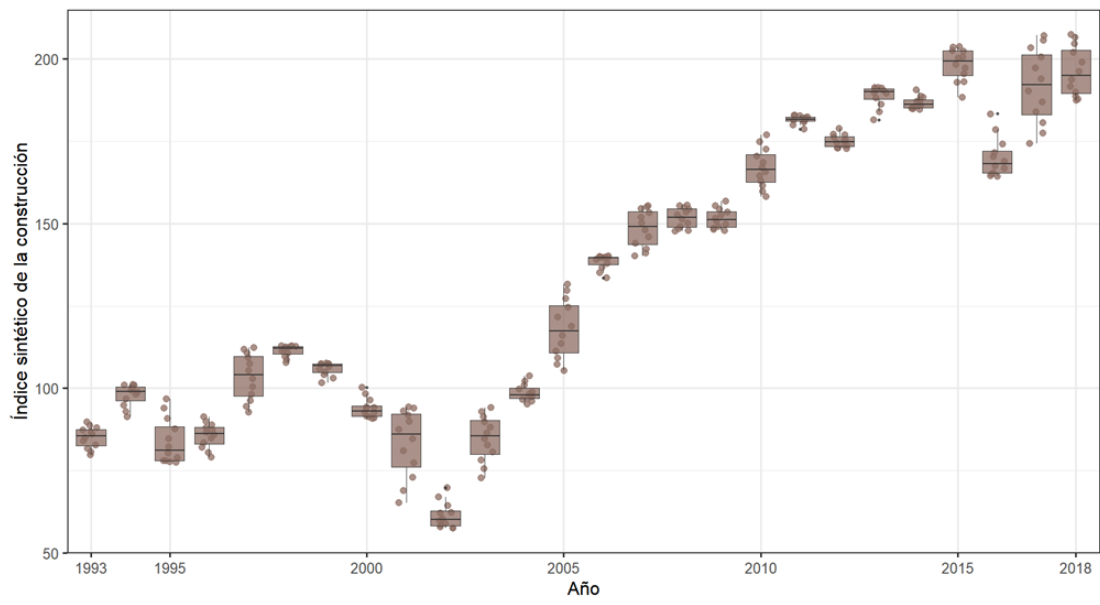


Figura A.3.11. Tendencia ciclo del indicador sintético de la actividad del sector de la construcción.

Capítulo IV. Modelo regional del carbono del suelo y de la biomasa de plantaciones de *E. grandis* entre 1985 y 2018.

Introducción

En Argentina existen sólo algunas referencias sobre la capacidad de secuestro de C de las plantaciones forestales y ninguna de la distribución espacial o de las variaciones en largos períodos de tiempo. En ese contexto, entre los registros actuales se encuentra el Inventario de GEI (Gases de Efecto Invernadero) de la República Argentina de 2012 (SAyDS, 2015a). En ese reporte se indica que el “incremento total de la captación de carbono orgánico de bosque plantado” de eucalipto es de 1.389,76 Mg C y 1.455,03 Mg C para los años 2010 y 2012, respectivamente. Estos datos no están desagregados geográficamente ni constituyen un registro de largo plazo. De todas formas, se pueden obtener datos parciales de la provincia de Entre Ríos para eucalipto y resulta en 935,03 Gg C y 1.455,03 Gg C para 2010 y 2012, respectivamente. Estos valores de referencia se calculan a partir de la superficie forestada y el incremento medio anual de la biomasa promedio del género *Eucalyptus* para la región climática “Templada húmeda”. Esta metodología se mantiene en los sucesivos reportes publicados por la República Argentina en el marco de la Ley Nacional 24.295 (1993), y son parte de las obligaciones asumidas ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (SAyDS, 2015b).

Con el objetivo de contribuir a una estimación de la capacidad de almacenaje de C en suelo y biomasa de las plantaciones de *Eucalyptus grandis*, en este capítulo se propone una metodología que vincula datos de C modelados a través de la parametrización del modelo de simulación CO2Fix, y parámetros estructurales del rodal estimados con imágenes satelitales.

El software CO2Fix 3.1 es un modelo de simulación a nivel de ecosistema que cuantifica las existencias de C y los flujos en el bosque utilizando el llamado enfoque de contabilidad total de carbono, es decir, calculando los cambios en las existencias de carbono en todos los depósitos de carbono a lo largo del tiempo (Maser et al., 2003, Schelhaas et al., 2004). Este modelo ha sido implementado en sistemas agroforestales (Negash y Kanninen, 2015), en sistemas forestales naturales y de plantaciones (Lemma et al., 2007; Álvarez y Rubio, 2013; Gaboury et al., 2009) y también fue utilizado para estimar el secuestro de C en plantaciones de eucalipto en la República Oriental del Uruguay (Juntheikki, 2014).

El modelo requiere parámetros de entrada relativamente sencillos de obtener a través de referencias bibliográficas combinados con parámetros por defecto (Negash y Kanninen, 2015, Lemma et al., 2007, Álvarez y Rubio, 2013). En ese sentido, Maser et al. (2003) describen la parametrización de CO2Fix en cinco casos de estudio: plantaciones de *Picea abies* en Europa central, rodales mixtos en

Europa Atlántica, bosques nativos en las sierras del centro y sur de México, sistemas agroforestales de Costa Rica y esquemas de corta selectiva en una selva tropical degradada. Estos autores destacan la versátil del modelo e indican que es necesario calibrarlo y validarlo en cada sistema. Por ejemplo, Lemma et al. (2007) analizan plantaciones de diferentes especies en la misma región y encuentran que las diferencias en el C están asociadas al aporte total de hojarasca y la proporción de hojarasca leñosa fina de cada especie y, por lo tanto, afirman que el modelo es sensible a estos parámetros de entrada.

CO2Fix cuenta con seis módulos que permiten determinar el C secuestrado en los productos maderables obtenidos, incluidos los que pueden tener como destino proyecto de bioenergía, evaluar la contabilidad de C en diferentes escenarios de manejo de plantaciones o de línea base y también analizar la rentabilidad financiera de cada uno de ellos. En este trabajo de tesis sólo se parametrizaron los módulos de biomasa y de suelo que son los que alimentan al resto de los procesos.

Básicamente, el módulo de biomasa convierte los datos de incremento corriente anual en volumen en reservas anuales de C para cada compartimento de biomasa. Los parámetros de rotación y cosecha impulsan los flujos hacia el suelo y para cada producto maderable. Los almacenajes y flujos de C de biomasa se estiman a partir de un enfoque de cohorte, definida como un grupo de árboles individuales que exhiben un crecimiento similar. El insumo básico del modelo CO2Fix es el crecimiento del volumen del fuste y el patrón de asignación a los compartimentos de follaje, ramas y raíces. En cada momento el C en la biomasa es calculado como el balance entre la biomasa original, más el crecimiento de la biomasa, menos la tasa de renovación del follaje, ramas y raíces, la cosecha y la mortalidad debida a la cosecha (Schelhaas et al., 2004).

El módulo de suelo se basa en el modelo Yasso que simula el almacenaje de carbono, la dinámica y la liberación de C del suelo anualmente y para ello requiere estimaciones de la cantidad y calidad de la hojarasca producida y datos climáticos básicos (Liski et al., 2005). En CO2Fix los restos vegetales son producidos por el módulo de biomasa a partir de la tasa de desintegración, la mortalidad natural, mortalidad asociada al manejo y la cosecha y estos restos son agrupados en no leñosos (hojas y raíces finas), hojarasca leñosa fina (ramas y raíces gruesas) y hojarasca leñosa gruesa (fuste y tocones) (Schelhaas et al., 2004).

Con los datos modelados de C en CO₂ es posible hacer estimaciones de C a escala de paisaje sólo si es posible asociar estos valores con parámetros cuantitativos del rodal: la edad y el número de rotaciones. La estimación de estos parámetros tiene pocos antecedentes en Argentina y sólo se identifican dos trabajos en los cuales se calcula la edad y ninguno para las rotaciones. Lencinas y Mohr-Bell (2007) y Sandoval et al. (2017) estiman un error relativamente bajo de 3 a 4 años en la estimación de la edad con imágenes Landsat, sin embargo advierten que no es posible generalizar el método para otras situaciones.

En este contexto, en este Capítulo se propone una metodología inédita para la estimación de la edad de los rodales basada en la contabilidad de píxeles consecutivos de eucalipto, a través de la reclasificación de imágenes satelitales en valores de 0 (no eucalipto) y 1 (eucalipto), y la cuantificación de la interrupción de esa suma acumulada como referencia de una nueva rotación. Este enfoque se fundamenta en la alta precisión obtenida en las clasificaciones supervisadas de imágenes Landsat descritas en el Capítulo III, y se presenta como una alternativa viable que puede ser replicada en otros sistemas forestales.

En consecuencia, con lo anteriormente expuesto se postula siguiente hipótesis:

- **Hipótesis 7:** El proceso de reemplazo de pastizales por plantaciones de *E. grandis* produjo un aumento del almacenaje de C en suelo y biomasa en el período 1985-2018.
 - **Objetivo 7.1:** Cuantificar el almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de *E. grandis* a partir de referencias bibliográficas, la estimación de parámetros estructurales del rodal y datos modelados con CO2Fix.

Materiales y métodos

La metodología empleada en este capítulo incluye la determinación de parámetros estructurales del rodal y el desarrollo de una ecuación de rendimiento de la biomasa los cuales son parámetros de entrada del modelo de simulación CO2Fix. Luego, a partir de la parametrización del modelo CO2Fix se integran estos datos para obtener los valores de almacenaje de C en suelo y biomasa de plantaciones de *E. grandis* y pastizales.

Estimación de parámetros estructurales del rodal

Se reprocesaron las imágenes resultantes del procesamiento de imágenes Landsat descrito en el Capítulo III para obtener dos parámetros del rodal a escala regional: la edad y el número de rotaciones. Adicionalmente, se generó una ecuación de rendimiento con datos de parcelas de *Eucalyptus grandis* medidas.

Estimación de la edad

La estimación de la edad fue producto del reprocesamiento de las imágenes denominadas “*imgBinaria[Año]*” que contienen dos estados en cada píxel: 1 si es eucalipto y 0 si no lo es. Los detalles de la obtención de estas imágenes se describen en el apartado “Construcción del área de análisis efectivo” en el Capítulo III. El reprocesamiento de las imágenes se realizó en QGIS 3.6.3-Noosa y se formalizó en ecuaciones que fueron resultas con la herramienta Calculadora de ráster.

En primer lugar se calculó cuál es la mayor frecuencia de años consecutivos con píxeles identificados como eucalipto con la siguiente ecuación.

$imgPixelConsecutivos[Año]$

$$= (imgBinaria[Año] > 0) \times (imgBinaria[Año] + imgBinaria[Año - 1])$$

Donde: $imgPixelConsecutivos$ = imagen de suma acumulada de píxeles; $imgBinaria$ = píxeles de la imagen reclasificada (1 = eucalipto, 0 = no eucalipto); Año = año de la imagen desde 1986 a 2018.

Como resultado de este procesamiento se obtuvieron 33 imágenes denominadas “ $imgPixelConsecutivos[Año]$ ”. Cada imagen contiene píxeles con valores que oscilan entre 0 y 33 para cada año entre 1986 y 2018. A partir de este conjunto de imágenes, se obtuvo una única imagen que contienen el máximo valor de cada píxel en todo el período de estudio denominada “ $imgPixelConsecutivosMax$ ”. Este procesamiento se realizó en QGIS 3.6.3-Noosa con la función *r.series* y la opción de agregación *maximum*. De esta manera se obtuvo una única imagen que contiene el número máximo de píxeles consecutivos con eucalipto de cada píxel durante el período de estudio. Finalmente, en R se graficó la frecuencia de píxeles de cada número de píxeles consecutivos de 1 a 33 (R Core Team, 2019). Al valor más frecuente se lo denominó turno de referencia “*T*”.

Con las imágenes de píxeles consecutivos y las imágenes binarias se estimó la edad de las plantaciones de eucalipto al año 1985. En primer lugar, se calculó el número de píxeles consecutivos de eucalipto hasta la ocurrencia del primer año con un píxel con valor 0 (no eucalipto). Esta operación se formalizó con la siguiente ecuación.

$imgPixelConsecutivosR[Año]$

$$= imgBinaria[Año] \times imgBinaria[Año - 1] \times imgPixelConsecutivosR[Año - 1]$$

Donde: $imgPixelConsecutivosR$ = imagen de suma acumulada de píxeles hasta ocurrencia de 0; $imgBinaria$ = píxeles de la imagen reclasificada (1 = eucalipto, 0 = no eucalipto); Año = año de la imagen desde 1986 a 2018.

Por ejemplo, si un píxel es eucalipto en el período 1985-1987 y luego es no eucalipto en 1988 el valor resultante de este procesamiento al año 1987 es 3. Como excepción y para mantener la coherencia temporal de la serie de tiempo, la imagen de píxeles consecutivos del año 1986 es igual a la imagen binaria del año 1985. Con las 33 imágenes resultantes se obtuvo una única imagen denominada “ $sumaPixelDesde1985$ ” con la función *r.series* y la opción de agregación *sum* en QGIS 3.6.3-Noosa.

A partir del turno de referencia observado en el histograma (*T*) y la imagen resultante del procesamiento anterior, se calculó la edad al año 1985 con la siguiente ecuación.

$$imgEdad[1985] = (T + 1) - sumaPixelDesde1985$$

Donde: $imgEdad[1985]$ = imagen de la edad al año 1985; *T* = turno de referencia (años); $sumaPixelDesde1985$ = suma de píxeles consecutivos hasta ocurrencia de no eucalipto (años).

Por ejemplo, si un píxel determinado suma 5 años consecutivos de eucalipto desde 1985, se estima que para el año 1985 tiene 5 años menos que el turno de referencia observado. Por lo tanto, la edad estimada en el año 1985 será de $T + 1 - 5$. Este procedimiento se realizó sólo para los píxeles que son eucalipto en 1985. Si los valores resultantes de esta operación son inferiores o iguales a cero se asignó un valor de edad igual a uno. Para calcular la edad en todos los años subsiguientes se recurrió a la siguiente ecuación.

$$imgEdad[Año] = (imgEdad[Año - 1] + imgBinaria[Año]) \times imgBinaria[Año] + 3$$

Donde: $imgEdad$ = imagen de la edad (años); $imgBinaria$ = imagen reclasificada (1 = eucalipto, 0 = no eucalipto); Año = año desde 1986 a 2018.

Finalmente, con el objetivo de corregir los valores de edad observados en función del retraso entre la detección espectral del rodal y el año de plantación, se sumó 3 años a la edad estimada. Este valor surge del análisis de los resultados obtenidos en el Capítulo III. Para más detalles, ver el apartado de Discusión del Capítulo III (Congruencia de las estimaciones. A partir de rodales conocidos).

$$imgEdadC[Año] = imgEdad[Año] + 3$$

Donde: $imgEdadC$ = imagen de la edad corregida (años); $imgEdad$ = imagen de la edad (años)

Para obtener la superficie anual de cada edad se utilizó la herramienta “Estadística zonal” de QGIS 3.6.3-Noosa y se multiplicó la suma de píxeles por la resolución espacial de las imágenes (30 x 30 m).

Los valores de superficie fueron corregidos a partir de los coeficientes calculados en el Capítulo III debido a la demora en la detección del rodal (Tabla 3.10). En consecuencia, se adicionó un 38,46 %, 27,78 % y 21,62 % más de superficie para las clases de edad 4 a 6, 7 a 9 y 10 o más, respectivamente. Para simplificar la presentación de los resultados se reclasificó la edad calculada en cuatro clases de edad: 4 a 6, 7 a 9, 10 a 12 y 13 o más años.

Estimación del número de rotaciones

Para hacer una estimación del número de rotaciones se utilizó la serie de imágenes binarias de 1985 a 2018. Cada rotación está definida por la cantidad de ciclos de crecimiento y cosecha y, por lo tanto, se buscó en cada grupo de tres imágenes de años consecutivos una cadena específica de píxeles del tipo 110. De esta manera al encontrar un píxel de no eucalipto (valor 0) luego de dos años consecutivos como eucalipto (valor 1), fue interpretado como una rotación y se formalizó con la siguiente ecuación.

$$img110[Año] = (imgBinaria[Año - 2] = 1 \text{ AND } imgBinaria[Año - 1] = 1 \text{ AND } imgBinaria[Año] = 0) \times 1$$

Donde: $img110$ = imagen de píxeles que cumplen con la condición evaluada (1 = Verdadero, 0 = Falso); $imgBinaria$ = imagen reclasificada (1 = eucalipto, 0 = no eucalipto); Año = año desde 1987 a 2018.

Con este procedimiento se obtuvieron 32 imágenes correspondientes a los años 1987 hasta 2018. Con las imágenes resultantes se realizó la suma acumulada para obtener imágenes que describan de manera continua las rotaciones identificadas.

$$imgRota[Año] = img110[Año] + imgRota[Año - 1]$$

Donde: $imgRota$ = imagen de píxeles de suma acumulada; Año = año desde 1988 a 2018.

Para completar el período de tiempo de análisis se utilizó la imagen resultante del año 1987 para los años 1985 y 1986. Finalmente, se reclasificó la imagen asignado a los valores de píxel superiores a 3 un valor de 3 de manera de limitar valores incongruentemente altos de rotaciones.

El procesamiento se realizó con las herramientas Calculadora ráster y el Modelador de procesos en QGIS 3.6.3-Noosa.

Modelo de rendimiento

Uno de los parámetros de entrada del modelo de simulación CO2Fix fue el incremento corriente anual. Para estimar ese parámetro, se generó un modelo de rendimiento local a partir de parcelas medidas de *Eucalyptus grandis* ($n = 99$) con la función *nls* (*Nonlinear Least Squares*) en R (R Core Team, 2019). A partir de esta función se obtuvieron los coeficientes de los parámetros de ajuste de la ecuación de Chapman-Richards (Richards, 1959) que se muestra a continuación.

$$volTotal = a \times (1 - b \times e^{-k \times edad})^{1/(1-m)}$$

Donde: $volTotal$: volumen total (m^3/ha); $edad$: edad del rodal (años); a , b , k y m : parámetros del modelo.

A partir de este modelo se obtuvo el incremento corriente anual ($m^3/ha.año$) para cada par de años entre los 2 y los 15 años como parámetros de entrada en el módulo de biomasa de CO2Fix.

Contenido de C en el perfil de suelo

El contenido de C orgánico del suelo (COS) a la profundidad de 0 a 30 cm fue un parámetro de entrada del modelo CO2Fix para el caso de las plantaciones. Además, cuando el uso de la tierra corresponde a pastizal, fue un valor de referencia de contenido de COS previo al reemplazo por plantaciones.

Debido a que los datos obtenidos de COS en la profundidad de 20 a 30 cm son inferiores a los datos de 0 a 20 cm, se realizó una regresión lineal simple entre ambos valores para completar los datos

del perfil de suelo de 0 a 30 cm. En los pastizales y las plantaciones de *E. grandis* las parcelas medidas de COS de 0 a 20 cm fueron 21 y 45, respectivamente. En cambio, en la profundidad de 20 a 30 cm fueron 16 y 34 parcelas para pastizales y plantaciones, respectivamente (Tabla A.2.6 y A.2.7 en el Anexo del Capítulo II).

La regresión lineal simple se efectuó en R con la función *lm* (R Core Team, 2019) y se calculó el coeficiente de correlación y el error absoluto medio (EAM) de la estimación.

Con los datos observados y estimados del perfil de suelo entre 0 y 30 cm para pastizales y plantaciones, se calculó el promedio de COS para las familias de textura franca fina, franca gruesa y arenosa. Para simplificar la presentación de los resultados se agruparon los valores de las familias de textura franca fina y gruesa en una única clase denominada “franca”.

Parametrización del modelo CO2Fix

Se utilizó el modelo de simulación CO2Fix V 3.1 el cual permite cuantificar las existencias y flujos de C en plantaciones a partir de la interacción de seis módulos, entre los que se destaca el módulo de suelo y de biomasa (Schelhaas et al., 2004). El módulo suelo tiene como variables de entrada principales los datos climáticos locales, el almacenaje inicial de COS y la tasa de descomposición de la hojarasca. El módulo de biomasa incluye parámetros de crecimiento del rodal y la definición del turno de corta.

Los datos climáticos de temperatura, evapotranspiración y precipitación media fueron obtenidos del registro histórico de la estación meteorológica de la EEA Concordia del INTA (Ramos et al., 2018). Estos autores indican que corresponde a un clima templado cálido, subtropical y sin estación seca. Además se consideró como estación de crecimiento el período enero a abril y septiembre a diciembre.

En CO2Fix el COS inicial corresponde al parámetro *Humus stock 1* y representa el COS almacenado al momento del establecimiento de la plantación. Para estimar este parámetro para las familias de textura arenosa y franca, se promediaron los valores de COS de las plantaciones de *E. grandis* en el rango de edades de 1 a 15 años para la profundidad de 0 a 30 cm ($n = 45$).

La tasa de descomposición inicial (*KOS₀*) es otro de los parámetros de CO2Fix y se asumió un valor diferencial para los suelos de las familias de textura arenosa y franca. Los valores de referencia fueron obtenidos de Goya et al. (2008) y corresponde a la tasa de descomposición de la materia orgánica de la hojarasca foliar en plantaciones de *E. grandis*. Estos autores obtuvieron una tasa de descomposición de 0,32 para suelos arenosos y de 0,47 para suelos denominados localmente como “mestizos” y de textura más fina. En los parámetros del modelo Yasso del módulo de suelo de CO2Fix, se indicaron los valores de composición de compuestos solubles, holocelulosas y ligninas en la

hojarasca para cada proporción de tejido no leñoso, madera fina y madera gruesa (*Litter composition*). Estos valores fueron obtenidos de Pérez Pérez et al. (2007) y corresponden a los valores por defecto para especies del tipo “frondosas”.

En el módulo de biomasa de CO2Fix uno de los parámetros de entrada principales corresponde a los incrementos corrientes anuales de volumen total entre los 2 y los 15 años de edad. Los valores fueron calculados a partir del modelo de rendimiento descrito en el apartado anterior. Además, se consideró un contenido de carbono de 0,5 por unidad de materia seca y una densidad de la madera de 0,436 Mg/m³. En este módulo también se definió un turno de 12 años que equivale a una rotación de 13 años y corresponde al parámetro *Rotation length*.

A lo largo del ciclo de crecimiento, el modelo de simulación requiere coeficientes de crecimiento relativo de las hojas, ramas y raíces con respecto a la biomasa aérea total. Estos coeficientes fueron establecidos empíricamente para hojas y ramas a partir de Goya et al. (1997), para raíces en base a Pérez et al. (2013) y de datos inéditos para *E. grandis*. Cada compartimento partió de un coeficiente inicial de 1 a la edad 0 y siguieron trayectorias diferentes a lo largo del ciclo de crecimiento. Para el caso de las hojas el coeficiente descendió hasta un mínimo de 0,28 a los 5 años y llegó a 0,93 a los 13 años, describiendo una trayectoria de tipo U. En las ramas el coeficiente disminuyó a 0,1 a los 6 años y se incrementó levemente hasta 0,32 a los 13 años describiendo una trayectoria de tipo J invertida. Para el caso de las raíces el descenso del coeficiente fue hasta 0,08 a los 8 años para luego aumentar hasta 0,45 a los 13 años.

El período de simulación fue de 39 años (13 años x 3 rotaciones) y se obtuvieron los valores de COS, CB, que incluye la biomasa aérea total y la biomasa de raíces, y de CT para cada edad en tres rotaciones y para las familias de textura de suelo arenosa y franca.

Para evaluar el error de la estimación del modelo CO2Fix se calculó el promedio de la diferencia absoluta (EAM) entre los valores modelados y observados de COS y de CT. También se evaluó un modelo lineal entre valores observados y predichos, se analizaron los parámetros y residuos y se graficaron los resultados.

Modelo regional de la dinámica de C

Para la estimación del almacenaje de C en suelo y biomasa en plantaciones de *E. grandis* para cada año en el período 1985-2018 se integró información geográfica y datos modelados en CO2Fix.

En primer lugar, se obtuvo la distribución espacial de edades, rotaciones y texturas de suelo para cada año. Las edades y rotaciones fueron estimadas según el procedimiento descrito precedentemente. Las familias de textura de suelo fueron adquiridas del Atlas de Suelos de la República Argentina con una escala de 1:500.000 (SAGyP et al., 2013). Se obtuvieron tres familias de texturas de

suelo: franca fina, franca gruesa y arenosa (ver Figura 3.2 en el Capítulo III). Para simplificar la presentación de los resultados se agruparon los suelos francos finos y gruesos en la familia de textura “*Franca (*)*”. Esta información se encuentra en formato vectorial y se transformó en un raster en QGIS 3.6.3-Noosa con la herramienta *rasterize*. La imagen resultante se denominó “*imgTextura*” y cada píxel tuvo un valor de 1 si es de la familia de textura arenosa y 2 si es franca.

Con las imágenes de edades calculadas y rotaciones de cada año y la imagen de familias de texturas se crearon 34 imágenes para cada año con la siguiente ecuación.

$$imgEdadRotaText[Año] = (imgTextura \times 1000) + (imgRota[Año] \times 100) + imgEdad[Año]$$

Donde: *imgEdadRotaText* = imagen de edad, rotación y familia de textura; *imgEdad* = imagen con la edad calculada (0 a 34); *imgRota* = imagen con las rotaciones calculadas (1 a 3); *imgTextura* = imagen con la familia de textura obtenida a partir de la cartografía en formato ráster (1 a 2); Año = año desde 1985 a 2018.

La imagen resultante obtuvo valores de píxel que oscilan entre 1000 y 2334. Esto responde a que las familias de texturas pueden tener valores de píxel de 1 o 2, el número de rotaciones puede asumir valores entre 0 y 3 y la edad calculada varía de 0 a 34. Por ejemplo, un píxel que en determinado año tiene un valor de 1205, debe ser interpretado como de textura arenosa (primer dígito desde la izquierda = 1), segunda rotación (segundo dígito = 2) y con 5 años desde el establecimiento de la plantación (últimos dos dígitos = 05). Asimismo, las coberturas de cada año que no son eucalipto fueron consideradas como pastizal y corresponden a valores de 1000 para suelos arenosos y 2000 para francos.

Para obtener la superficie anual de cada edad, rotación y familia de textura se utilizó la herramienta “Estadística zonal” de QGIS 3.6.3-Noosa y se multiplicó la suma de píxeles de cada categoría por la resolución espacial de las imágenes (30 x 30 m). Los datos resultantes de superficie anual fueron tabulados en R en tres columnas: año observado, valor de píxel y superficie total en ha.

La asignación de valores de contenido de COS, CB y CT fue diferencial para pastizales y plantaciones de *E. grandis*. En los pastizales, con valores de píxel de 1100 y 2100, el COS se calculó a partir del promedio de COS obtenido a campo para las familias de texturas arenosa y franca, luego se obtuvo el CT al multiplicar el COS por 1,1494 y el CB a partir de la diferencia entre CT y COS (para más detalles ver “Carbono total en el ecosistema” en la sección Materiales y métodos del Capítulo II). Los valores resultantes fueron de 38,55 Mg/ha y 73,99 Mg/ha de CT, de 33,54 Mg/ha y 64,37 Mg/ha de COS y de 5,01 Mg/ha y 9,62 Mg/ha de CB para los suelos de textura arenosa y franca, respectivamente.

En las plantaciones de *E. grandis*, con valores de píxel que oscilan entre 1104 y 2329, se le asignó el valor de contenido de COS y CB obtenido a partir de la parametrización de CO2Fix y el CT fue

producto de la suma de ambos componentes. Esta asignación fue para edad, rotación y textura de suelo (ver Anexo Tabla A.4.2 y A.4.3). Debido a que la asignación del contenido de C a cada píxel es sobre píxeles que han sido recurrentemente eucalipto, se le asignó edad igual a cero a los píxeles que han sido eucalipto en el pasado pero que en el año de evaluación no lo son. La edad igual a cero debe interpretarse como un píxel que no es eucalipto ese año (0 en la imagen binaria) pero proviene de píxeles que son eucalipto (1 en la imagen binaria), por lo tanto es de segunda o tercera rotación y su contribución al almacenaje de C corresponde sólo a la fracción de suelo. Más detalles sobre la identificación de píxeles de eucalipto se pueden ver en la sección Materiales y Métodos del Capítulo III: “Construcción del área de análisis efectivo”.

Los valores de superficie total para cada edad fueron corregidos a partir de los coeficientes calculados en el Capítulo III debido a la demora en la detección del rodal (Tabla 3.10). En consecuencia, se adicionó un 38,46 %, 27,78 % y 21,62 % más de superficie para las clases de edad 4 a 6, 7 a 9 y 10 o más, respectivamente.

Para calcular el almacenaje anual de COS y CB de pastizales y plantaciones de *E. grandis* se multiplicó la superficie total por el contenido correspondiente a cada edad, rotación y textura. Para simplificar la presentación de los resultados se clasificaron las edades calculadas en tres clases: 4 a 6, 7 a 9 y 10 o más años.

En la Figura 4.1 se presenta un esquema conceptual del flujo de procesamiento de imágenes satelitales, regresiones, modelización de CO₂Fix y la asignación a cada píxel.

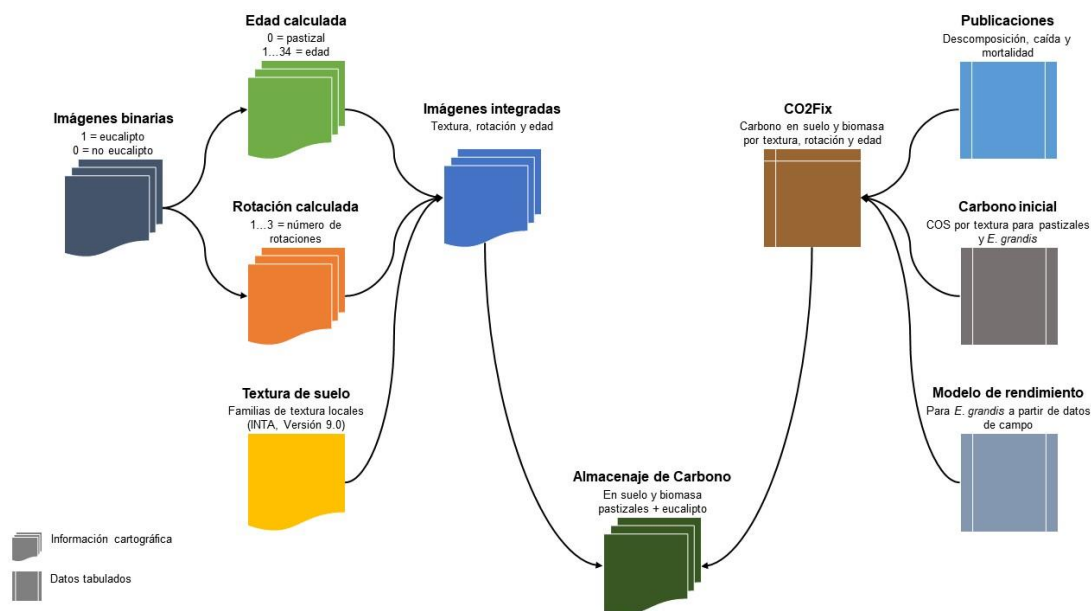


Figura 4.1. Esquema conceptual del procesamiento de imágenes y la integración con CO₂Fix para el modelo regional de almacenaje de C en suelo y biomasa en el período 1985-2018.

Los resultados de almacenaje de C se graficaron en gigagramos (1 Gg = 10⁹ g) para pastizales y para plantaciones de *E. grandis* por clases de edad por año entre 1985 y 2018. Se calculó la participación

porcentual de cada uso de la tierra en el almacenaje de C y se presentaron los valores totales, por familias de textura y por compartimento (suelo y biomasa). Adicionalmente en cada gráfico, se calculó el almacenaje de C con las superficies corregidas y se mostraron con barras grises. Finalmente se presentaron los datos en términos de CO₂ equivalente multiplicando el almacenaje de C en suelo y biomasa por el factor 3,66 Mg CO₂e/Mg C (44 g CO₂/12 g C).

Resultados

Parámetros estructurales del rodal

La superficie calculada por clases de edad fue consistente con la superficie forestada total (ver Figura 3.5 en el Capítulo III) y representó en promedio el 77 % de la superficie forestada corregida (Figura 4.2).

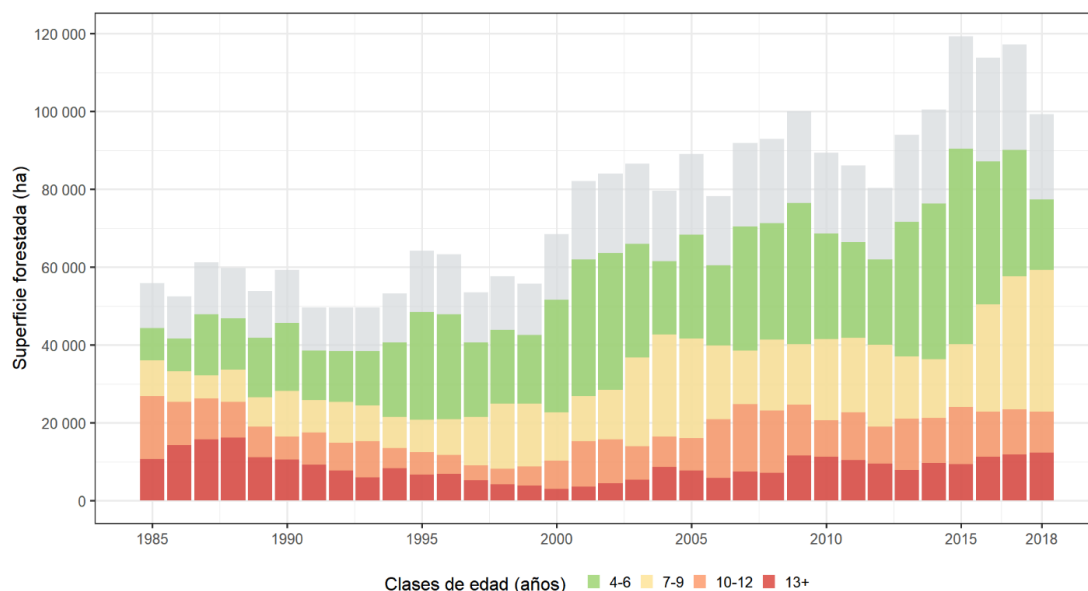


Figura 4.2. Superficie forestada (ha) por clases de edad calculadas.

Referencias: las columnas grises indican los datos de superficie corregidos por clases de edad.

La superficie forestada calculada por rotación también fue consistente con la superficie forestada total. Se observó un incremento progresivo de la superficie ocupada por plantaciones que transcurren la segunda y tercera rotación a lo largo del período del análisis (Figura 4.3)

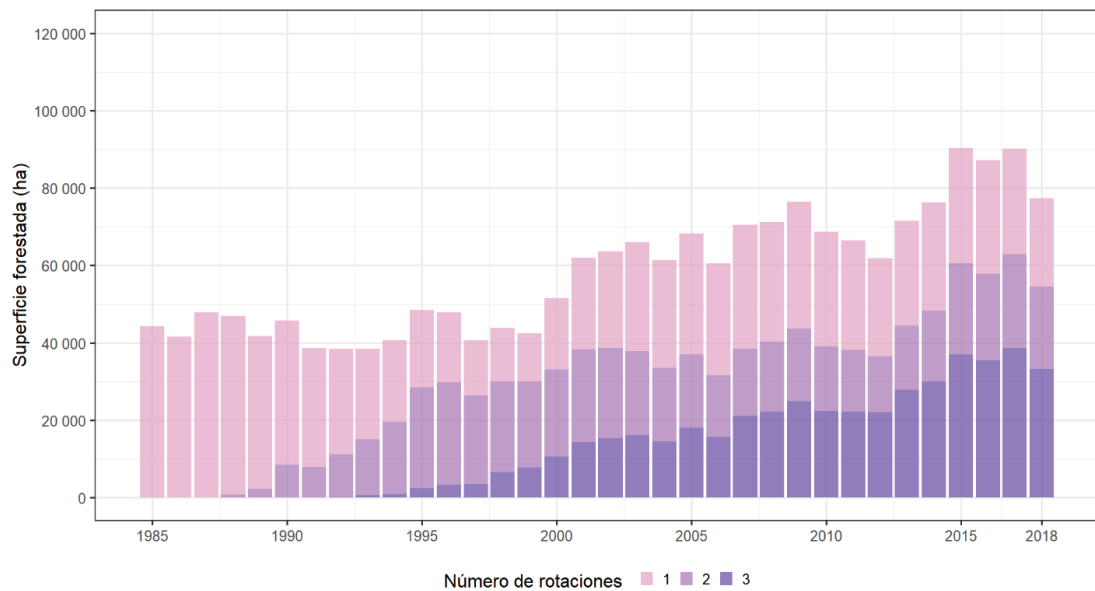


Figura 4.3. Superficie forestada (ha) por número de rotaciones calculadas.

Modelo de rendimiento de *E. grandis*

El modelo de Chapman-Richards ajustado tuvo un error absoluto medio de $45,18 \text{ m}^3/\text{ha}$ y no se observó un sesgo en la distribución de los residuos entre los datos observados y los calculados (Figura 4.4). El incremento medio anual promedio calculado con el modelo fue de $22,50 \text{ m}^3/\text{ha}$ ($\sigma = 3,8 \text{ m}^3/\text{ha}$).

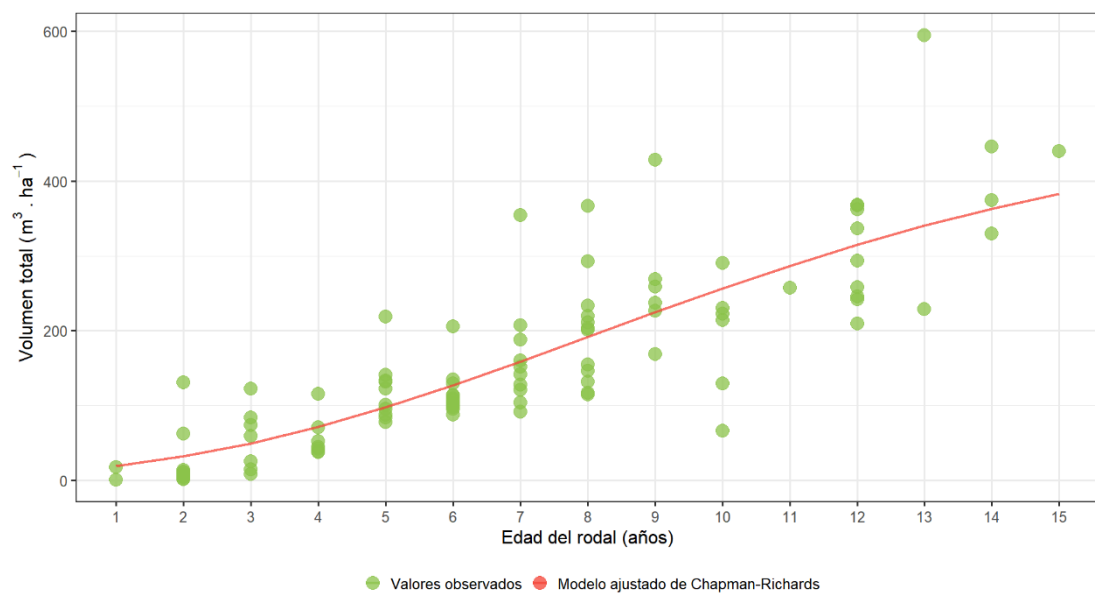


Figura 4.4. Valores observados y modelo de rendimiento ajustado de Chapman-Richards para el volumen total de *E. grandis*.

Los coeficientes obtenidos del ajuste del modelo de Chapman-Richards se presentan en la Tabla

4.1.

Tabla 4.1. Coeficientes de los parámetros del modelo de Chapman-Richards ajustado para estimar el rendimiento de plantaciones de *E. grandis*.

a	b	K	M	EAM (m ³ /ha)
500	- 0,29808	0,18617	1,06795	45,18

En la Tabla A.4.1 del Anexo se muestran los parámetros estructurales principales de los rodales utilizados para construir este modelo.

Contenido de C en el perfil de suelo

En las plantaciones de *E. grandis* se observó una correlación lineal positiva entre el contenido de COS de los primeros 20 cm de suelo y a la profundidad de 20 a 30 cm ($r = 0,93$). La distribución de los valores observados se muestra en la Figura 4.5.

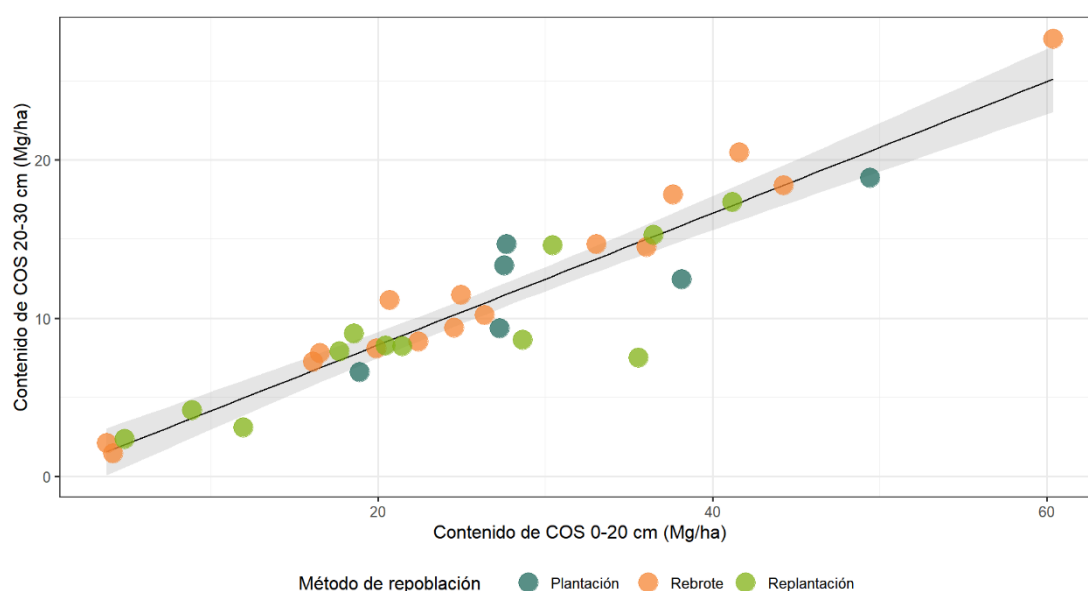


Figura 4.5. Gráfico de regresión del contenido entre C en los primeros 20 cm de suelo de plantaciones de *E. grandis* con respecto a la profundidad de 20 a 30 cm.

Referencias: la región gris muestra los intervalos de confianza del 95 %.

Los datos observados para ambas profundidades cumplieron con el criterio de normalidad de Shapiro-Wilk con valores de p de 0,7354 y 0,1988, respectivamente. En la Tabla 4.2 se presentan los coeficientes de los parámetros del modelo.

Tabla 4.2. Coeficientes de los parámetros del modelo lineal simple ($n = 34$) para predecir el contenido de C entre 20 a 30 cm de profundidad en Mg/ha (y) a partir del contenido de C en los primeros 20 cm de suelo (x) en plantaciones de *E. grandis*.

Modelo	i	a	R ² ajustado	EAM (Mg C/ha)
$y = i + a \times x$	-0,01542 ($p = 0,985$)	0,41627 ($p \sim 0,00$)	86,91 %	1,46

El contenido de COS promedio, calculado a partir de los datos observados y predichos, para suelos de las familias de texturas franca y arenosa fue de 37,03 Mg/ha y 18,62 Mg/ha, respectivamente. Estos valores fueron asignados como parámetro en CO2Fix en el Módulo de suelo en el campo “*Humus stock 1*”. En los pastizales también se observó una correlación lineal positiva entre el COS de los primeros 20 cm de suelo y a la profundidad de 20 a 30 cm ($r = 0,90$). La distribución de los valores observados se presenta en la Figura 4.6.

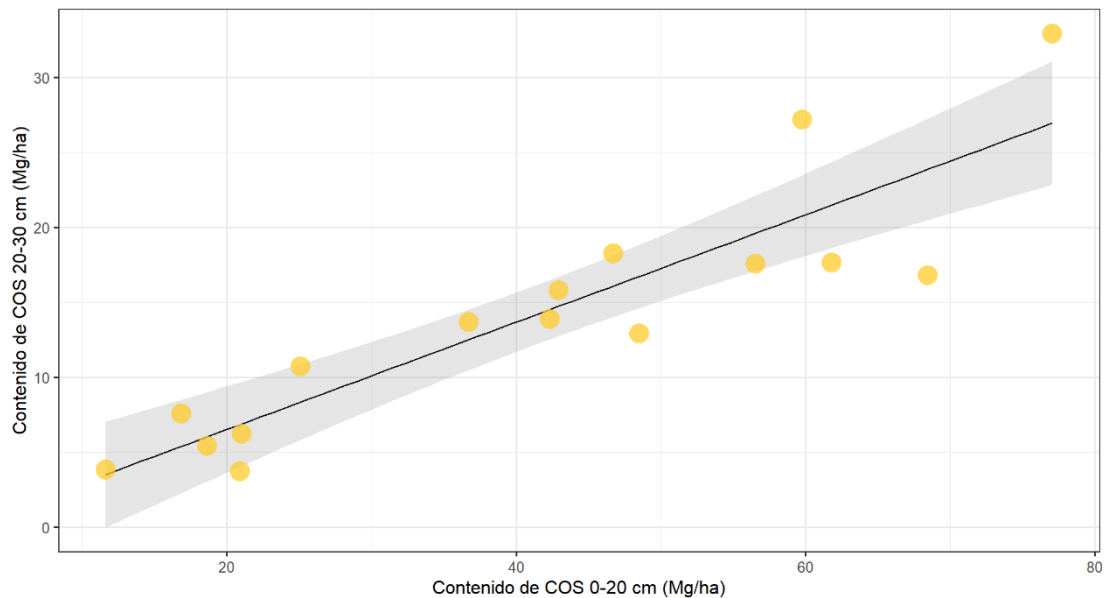


Figura 4.6. Gráfico de regresión del contenido entre C en los primeros 20 cm de suelo de pastizales adyacentes a plantaciones de *E. grandis* con respecto a los siguientes 20 a 30 cm de profundidad.

Referencias: la región gris muestra los intervalos de confianza del 95 %.

Los datos observados para las profundidades de 0 a 20 cm y de 20 a 30 cm cumplen con el criterio de normalidad de Shapiro-Wilk con valores de p de 0,438 y 0,1916, respectivamente. En la Tabla 4.3 se muestran los coeficientes de los parámetros del modelo resultante.

Tabla 4.3. Parámetros del modelo lineal simple ($n = 16$) para predecir el contenido de C entre 20 a 30 cm de profundidad en Mg/ha (y) a partir del contenido de C en los primeros 20 cm de suelo (x) en pastizales adyacentes a plantaciones de *E. grandis*.

Modelo	i	a	R^2 ajustado	EAM (Mg C/ha)
$y = i + a \times x$	-0,65954 ($p = 0,761$)	0,35841 ($p \sim 0,00$)	79,40 %	2,72

El promedio de COS en pastizales en el perfil de suelo de 0 a 30 cm, calculados a partir de los datos observados y estimados, fue de 33,54 Mg/ha ($\sigma = 18,15$) y 64,37 Mg/ha ($\sigma = 21,15$ Mg/ha) para suelos de las familias de textura arenosa y franca, respectivamente. A partir de esos valores el contenido de C en la biomasa de pastizales fue estimado en 5,01 Mg/ha y 9,62 Mg/ha para los mismos suelos, respectivamente.

Modelo CO2Fix parametrizado

El contenido de C en suelo (COS), biomasa (CB) y total (CT) para cada edad y familia de textura local resultantes de la modelización con CO2Fix se pueden observar en el Anexo.

El contenido de COS modelado varió por tipo de suelo y tuvo un promedio de 26,9 Mg/ha ($\sigma = 9,0$ Mg/ha) y 39,4 Mg/ha ($\sigma = 8,7$ Mg/ha) para los suelos de las familias de textura arenosa y franca, respectivamente. El COS se mantuvo con escasa variación a partir del segundo año de establecimiento y fue superado por el CB a partir de los 4 años en suelos arenosos y a partir de los 6 años en suelos francos (Figura 4.7).

El contenido de CB modelado siguió la trayectoria del modelo de rendimiento de *E. grandis* y fue igual para todas las rotaciones y familias de texturas de suelo.

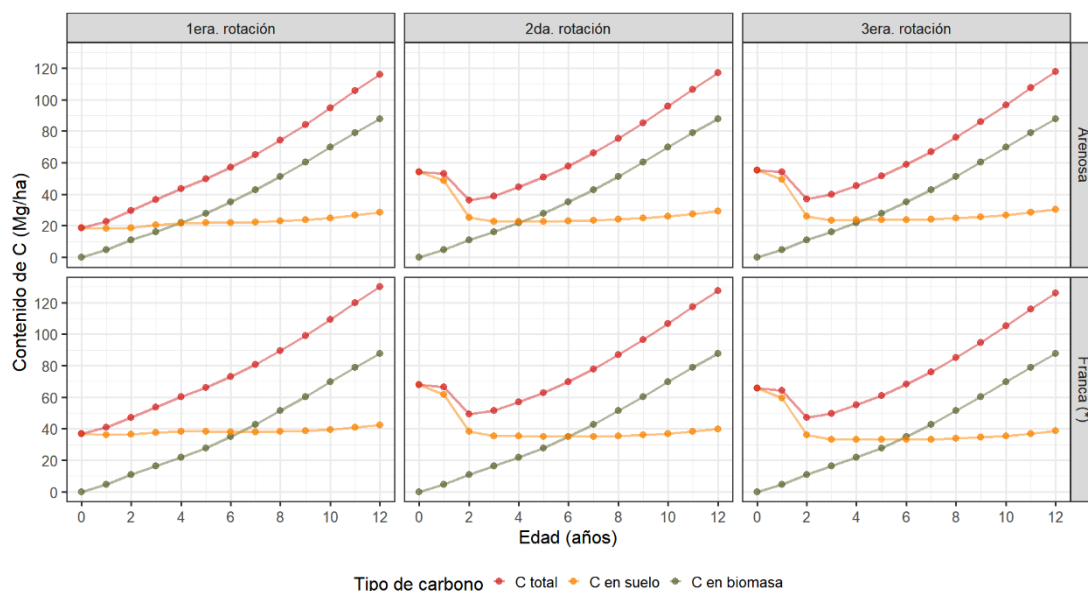


Figura 4.7. Modelos resultantes de la parametrización de CO2Fix por rotación y textura de suelo.

Congruencia de las estimaciones

El COS modelado tuvo una muy baja dispersión de valores con respecto al COS observado y se observó sólo un dato que se aparta de la media que corresponde al COS de los primeros dos años de simulación. La diferencia entre los valores medios modelados y observados fue de 4,21 Mg/ha y de -8,34 Mg/ha para los suelos arenosos y francos, respectivamente (Figura 4.8).

El CT modelado tuvo una dispersión de valores menor que el CT observado, con un límite inferior más alto. La diferencia de valores medios modelados y observados fue de -0,78 Mg/ha y -5,33 Mg/ha para los suelos arenosos y francos, respectivamente (Figura 4.8).

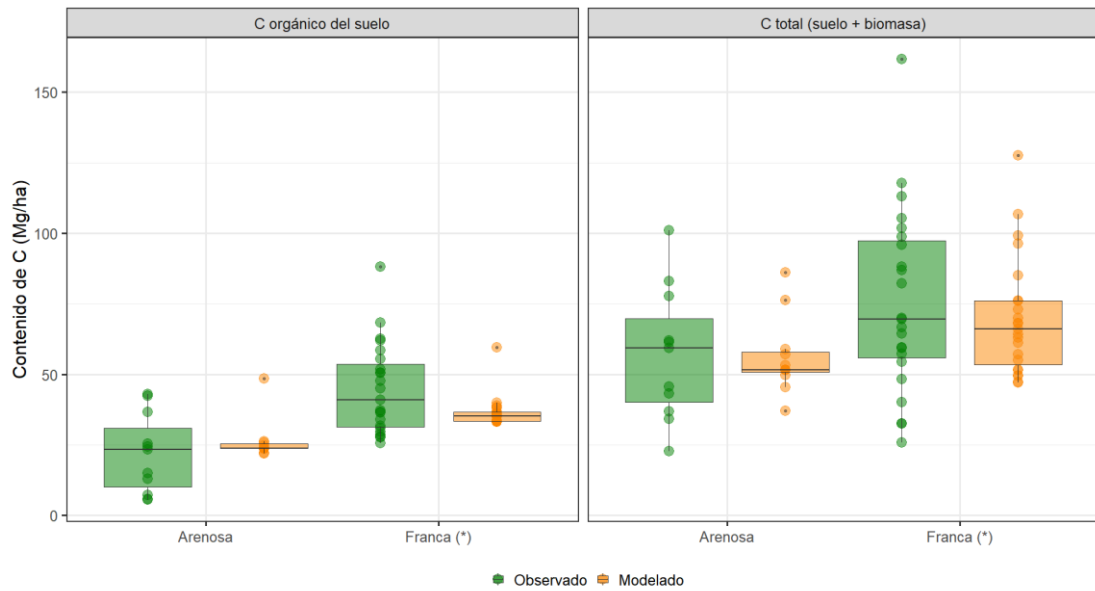


Figura 4.8. Contenido de COS y de C total observado y modelado en CO2Fix por familia de textura de suelo.

El modelo lineal ajustado entre el COS modelado y el COS observado explicó el 16,65 % de la varianza del contenido de COS y obtuvo un $R^2 = 0,1918$ (R^2 ajustado = 0,1665; p -value = 9,59 E-03). El COS modelado varió entre 22 Mg/y 60 Mg/ha y el rango de COS observado fue de entre 6 y 88 Mg/ha (Figura 4.9).

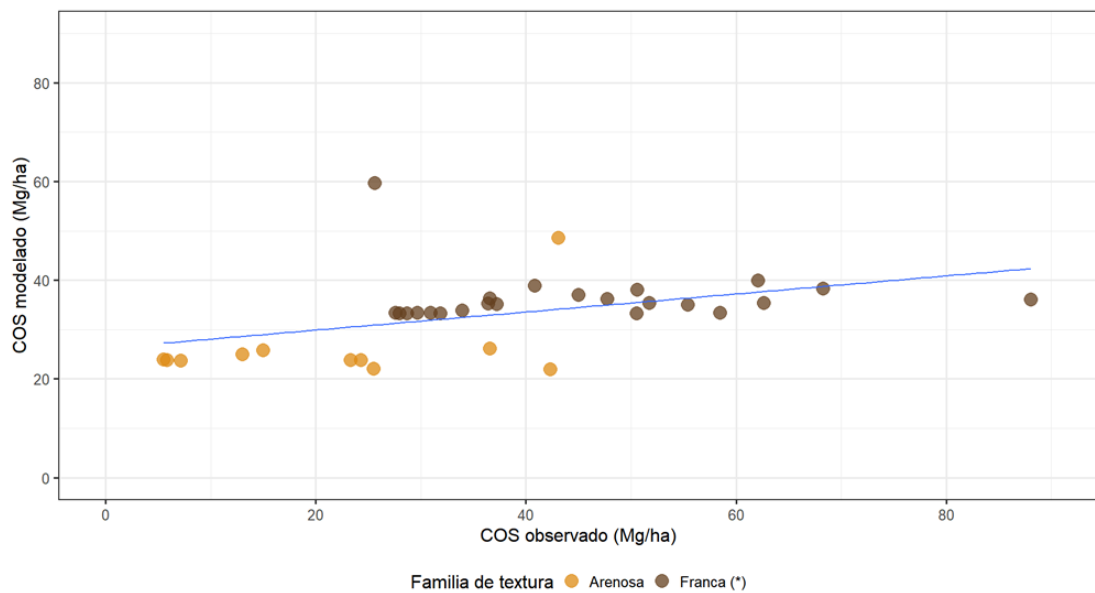


Figura 4.9. Carbono orgánico del suelo (COS) modelado en CO2Fix y observado a campo para los primeros 30 cm de suelo (Mg C/ha).

El modelo lineal ajustado entre el CT modelado y el CT observado explicó el 46,31 % de la varianza del contenido de C total y obtuvo un $R^2 = 0,4793$ (R^2 ajustado = 0,4631; p -value = 5,721 E-06). El CT modelado varió entre 40 y 130 Mg/ha y el rango de CT observado fue aproximadamente de 20 a 160 Mg/ha (Figura 4.10).

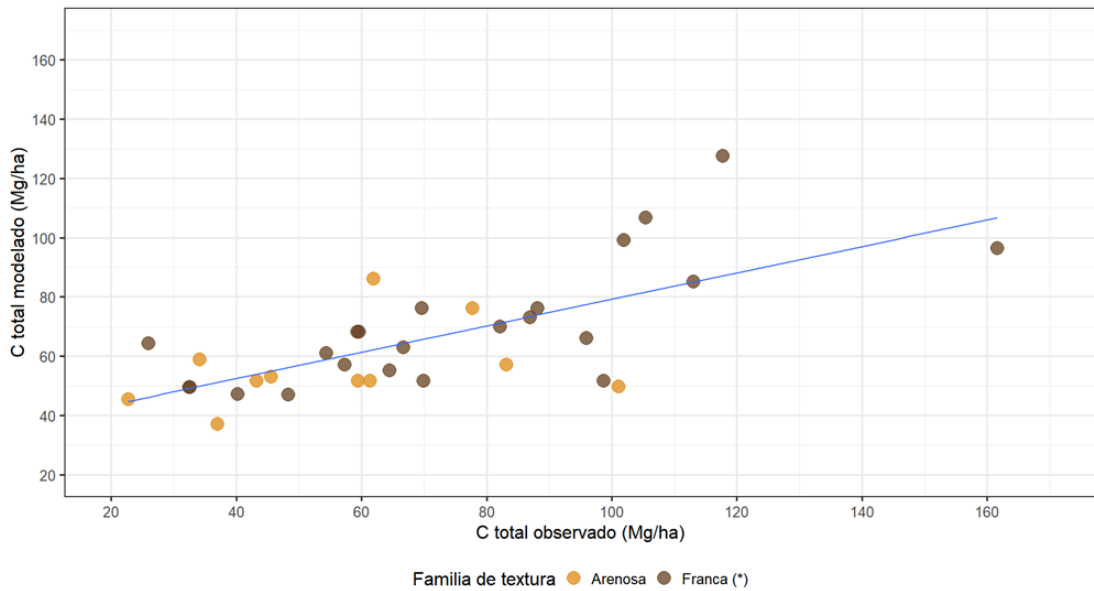


Figura 4.10. Carbono total (COS + CB) modelado en CO2Fix y observado a campo (Mg C/ha).

La diferencia absoluta promedio entre los valores observados a campo y los modelados en CO2Fix fue de 12,4 Mg/ha ($\sigma = 11,8$ Mg/ha) y 16,2 Mg/ha ($\sigma = 15,5$ Mg/ha) para el COS y el CT, respectivamente (Figura 4.11). La diferencia promedio en COS fue menor en los suelos de textura arenosa que en los suelos francos (10,6 Mg/ha vs 13,3 Mg/ha) y para el caso del CT fue menor en suelos francos con una diferencia leve con respecto a los arenosos (15,9 Mg/ha vs 16,7 Mg/ha).

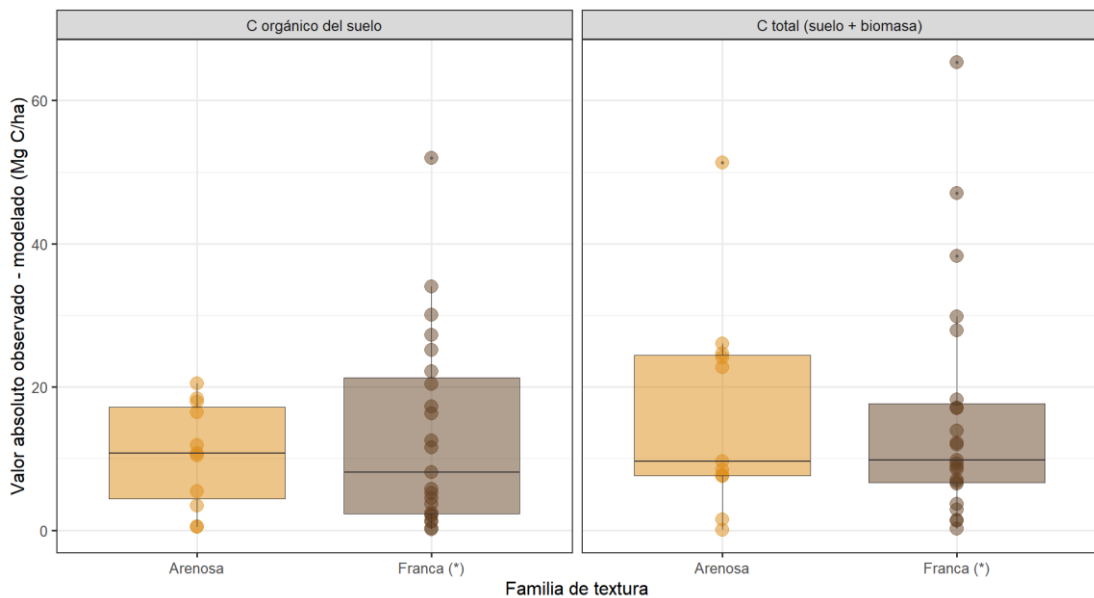


Figura 4.11. Diferencia absoluta de valores de COS y CT observados a campo y modelados en CO2Fix (Mg C/ha) por familias de textura.

Modelo regional de la dinámica del C

Almacenaje de C en suelo y biomasa

La participación porcentual del C proveniente de las plantaciones de *E. grandis* con respecto a los pastizales fue creciente hasta llegar al 100 % en 2016 y en promedio representa un 74 % del C de todo el sistema (Figura 4.12).

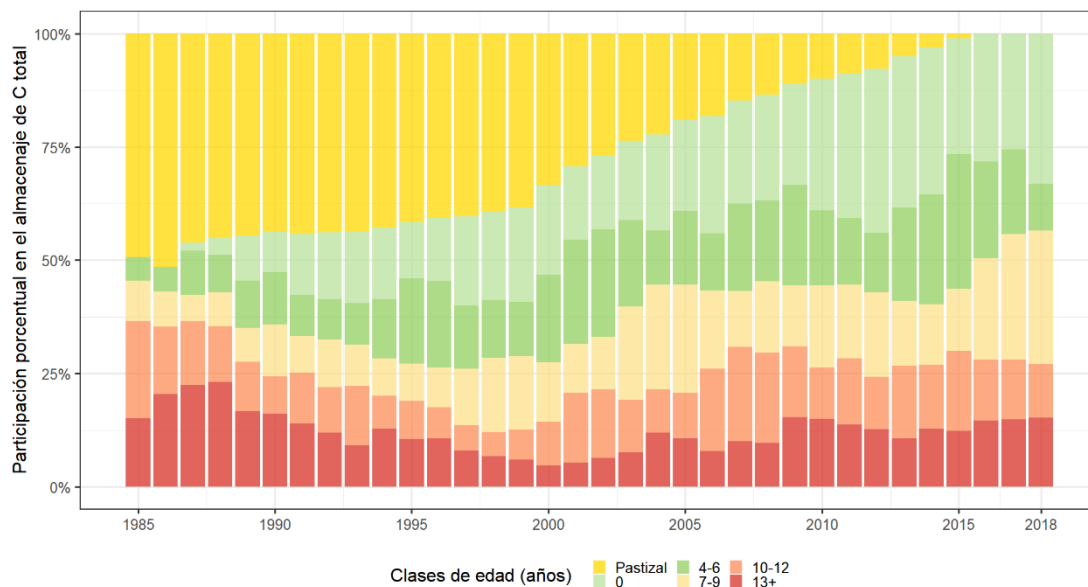


Figura 4.12. Participación porcentual de pastizales y plantaciones de *E. grandis* en el almacenaje de C en suelo y biomasa para los primeros 30 cm de suelo.

En términos de almacenaje de C en suelo y biomasa, entre 1985 y 2018 se registró un aumento del C almacenado desde 8.440,36 Gg C a 9.644,03 Gg C (+14 %). Considerando la superficie corregida el incremento fue desde 9.485,56 Gg C a 11.378,78 Gg C (+20 %) para el mismo período (Figura 4.17).

El almacenaje derivado de las plantaciones de *E. grandis* fue de 4.279,95 Gg C en 1985 y de 9.644,03 Gg C en 2018 (+125 %) y con las superficies corregidas de 5.325,15 Gg C a 11.378,78 Gg C (+114 %). A partir del año 2016 no se observaron píxeles de pastizal y la contribución al almacenaje de C estimada fue derivada totalmente de las plantaciones de *E. grandis* (Figura 4.13).

Las clases de edad de eucalipto tuvieron una contribución diferencial en el almacenaje de C de cada año. En promedio, las clases de edad de 0, 4-6, 7-9, 10-12 y de 13 años o más, tienen una participación del 25 %, 21 %, 19 %, 18 % y 18 % sobre el almacenaje de C, respectivamente.

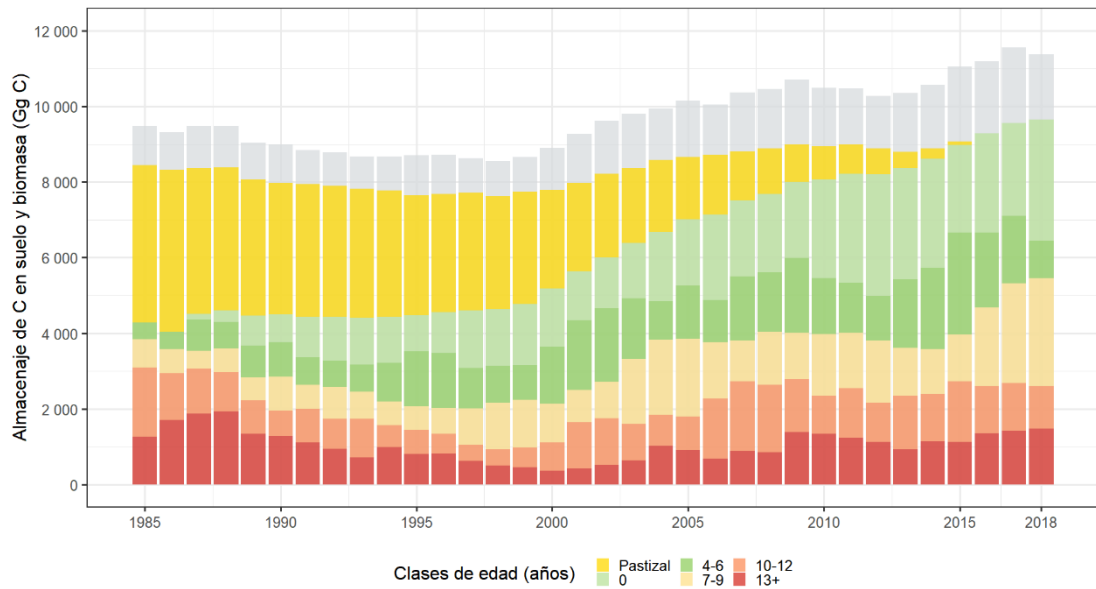


Figura 4.13. Almacenaje de C en suelo y biomasa en pastizales y plantaciones de *E. grandis* (Gg C) por clases de edad.

Referencias: las columnas grises indican los datos de superficie corregidos por clases de edad.

El almacenaje de C en los suelos arenosos se incrementó de 5.422,96 Gg C en 1985 a 6.798,30 Gg C en 2018 (+25 %) y considerando las superficies corregidas pasó de 6.120,63 Gg C a 8.090,29 Gg C (+32 %). En los suelos de la familia de textura franca, que incluye las texturas franca gruesa y franca fina, se observó una merma en el almacenaje de C. En 1985 el almacenaje de C fue 3.017,40 Gg C y en 2018 de 2.845,73 Gg C (-6 %) y para los valores corregidos pasó de 3.364,92 Gg C a 3,288,49 Gg C (-2 %) (Figura 4.14).

El almacenaje derivado de las plantaciones de *E. grandis* fue de 2.898,68 Gg C y 1.381,28 Gg C en 1985 y de 6.798,3 Gg C (+135 %) y 2.845,73 Gg C (+106 %) para 2018 para suelos arenosos y francos, respectivamente (Figura 4.14)

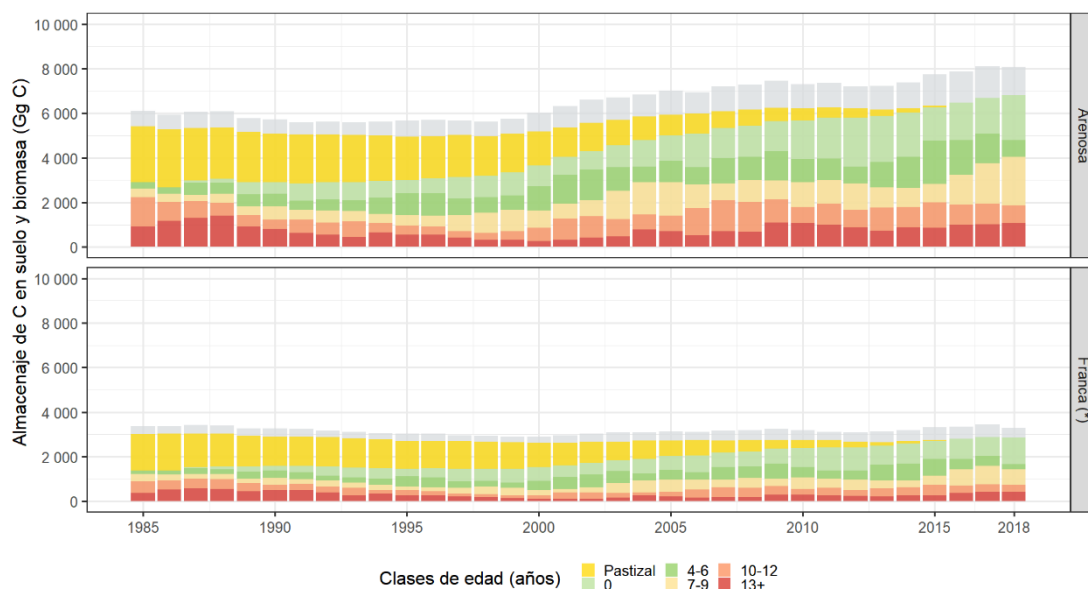


Figura 4.14. Almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de *E. grandis* (Gg C) por clases de edad y textura locales de suelo para los primeros 30 cm de suelo.

Referencias: las columnas grises indican los datos de superficie corregidos por clases de edad.

El almacenaje de C fue mayor en el suelo que en la biomasa, sin embargo en la biomasa se registró el mayor incremento entre los años 1985 y 2018. En 1985 se registraron 4.951,87 Gg C en el suelo y 3.488,49 Gg en la biomasa de pastizales y plantaciones de eucalipto y en 2018 los valores fueron de 5.350,53 Gg C (+8 %) y 4.293,5 Gg C (+23 %). Considerando los valores corregidos el incremento es de 12 % en suelo (5.293,90 Gg C vs 5953,18 Gg C) y del 29 % en la biomasa (4.191,65 Gg C vs 5.425,60 Gg C) (Figura 4.15).

El almacenaje de C correspondiente sólo a las plantaciones de *E. grandis* fue de 2.947,71 Gg C y 1.332,25 Gg C en 1985 para biomasa y suelo, respectivamente. En 2018 el incremento fue del 46 % y del 302 % para estos compartimentos y se registró 4.293,50 Gg C y 5.350,53 Gg C, respectivamente. Con los valores corregidos por superficie los valores son 3.650,87 Gg C y 1.674,28 Gg C para 1985 y 5.425,60 Gg C y 5.953,18 Gg C para 2018, para biomasa y suelo respectivamente.

La contribución del C de la biomasa de los pastizales al C total fue decreciente y registró un promedio del 11 % ($\sigma = 6$ %) hasta el año 2016 cuando su contribución fue nula. Además, el C almacenado en el suelo de pastizales también fue decreciente. En el año 1985 el COS de pastizales representaba el 73 % del C del suelo del sistema pastizal y plantación y esa participación fue decreciendo hasta el año 2015 donde contribuía con el 1,69 % del COS.



Figura 4.15. Almacenaje de C de pastizales y plantaciones de *E. grandis* de los primeros 30 cm de suelo (Gg C) por clases de edad y compartimento de biomasa y suelo.

Referencias: las columnas grises indican los datos de superficie corregidos por clases de edad.

Con respecto a la participación porcentual del C en el suelo y la biomasa en el almacenaje total, en términos generales fue estable y en promedio registró un 61 % ($\sigma = 5\%$) (Figura 4.16). Si se considera sólo las plantaciones de *E. grandis* ese porcentaje desciende a 51 % ($\sigma = 7\%$).

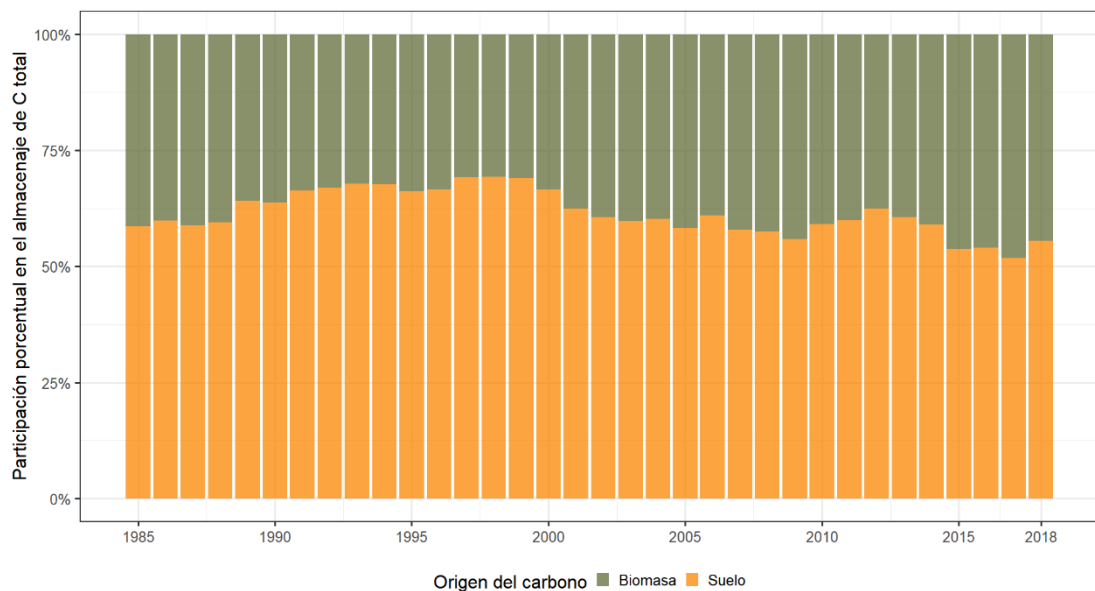


Figura 4.16. Participación porcentual del C en la biomasa y en los primeros 30 cm de suelo con respecto al C total por año.

Almacenaje de CO₂ equivalente

En términos de CO₂ equivalente, las plantaciones de *E. grandis* almacenan un promedio de 23.006,90 Gg CO₂e ($\sigma = 6.916,60$ Gg CO₂e) y 27.754,68 Gg CO₂e ($\sigma = 8.122,25$ Gg CO₂e) con datos

corregidos por superficie (Figura 4.13). El incremento fue creciente desde 1985 a 2018 y representó un aumento del 125 %, o del 114 % con los datos corregidos, entre estos años.

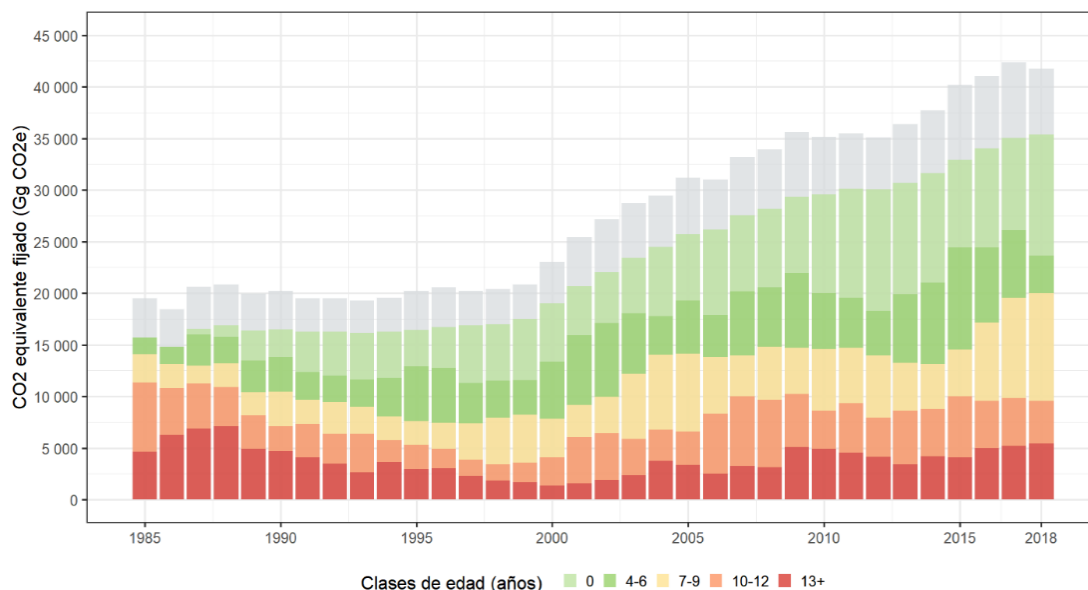


Figura 4.13. CO₂ equivalente almacenado anualmente en suelo y biomasa por las plantaciones de *E. grandis* (Gg CO₂eq) en el período 1985-2018.

Referencias: las columnas grises indican los datos de superficie corregidos por clases de edad.

La tasa interanual de almacenaje de CO₂eq fue positiva en 24 años del período de estudio y negativa en el resto de los años. En promedio la diferencia interanual fue de 1.126,90 Gg CO₂eq/año en los años positivos y de -484,9 Gg CO₂eq/año en los negativos. Entre los años 1998 y 2005 se registró el período más prolongado de tasas interanuales positivas y cinco años con tasas superiores al promedio histórico (Figura 4.18).

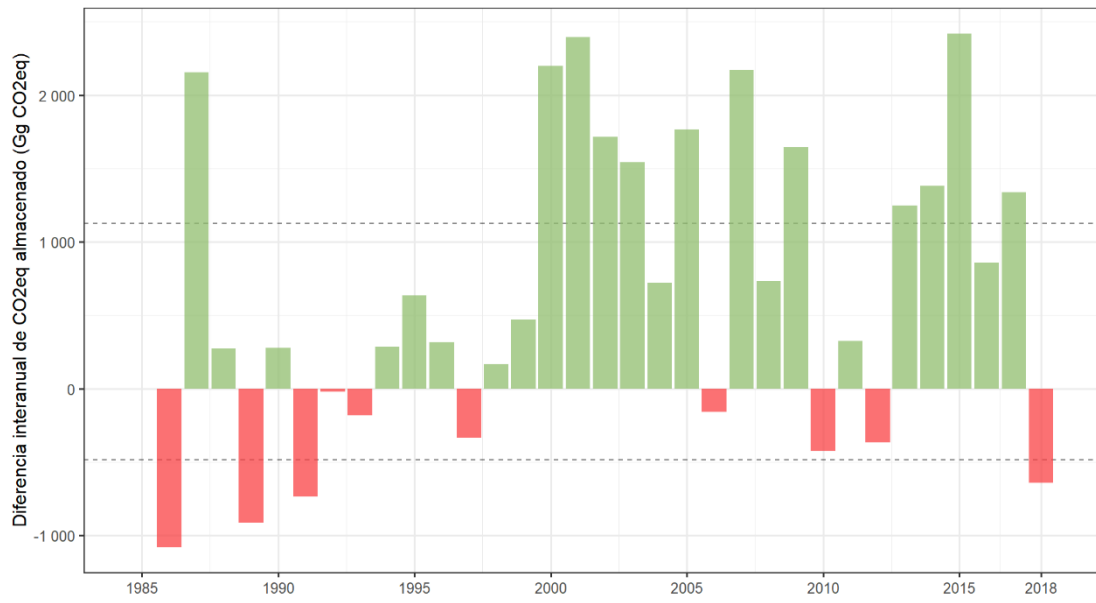


Figura 4.18. Tasa interanual de cambios en el CO₂ equivalente almacenado por plantaciones de *E. grandis* (Gg CO₂eq) en el período 1985-2018.

Referencias: las líneas punteadas muestran el promedio de los valores positivos y negativos.

Discusión

Estimación de parámetros estructurales del rodal

La estimación de la edad a partir de la identificación de largo plazo de píxeles consecutivos de imágenes Landsat clasificadas como eucalipto, es un enfoque diferente a la asociación de diferentes índices de vegetación con datos de referencia. La revisión bibliográfica realizada indica que existen pocas publicaciones que estimen la edad de plantaciones de eucalipto y ninguna que estime el número de rotaciones. Por ejemplo, Lencinas y Mohr-Bell (2007) relacionan la edad de eucaliptos con la banda 4 de Landsat 5 en el NE de la provincia de Corrientes, calculan un EAM de 3,5 años y recomienda establecer dos clases de edad entre los 4 y 12 años. Por otro lado, Sandoval et al. (2017) reportan valores de error similares para imágenes Landsat de primavera. Sin embargo, en ambos casos se advierte la dificultad de implementar los modelos obtenidos para otras imágenes de la serie Landsat debido a las variaciones en los valores de reflectancia de cada escena y día de adquisición.

En este trabajo de tesis la robustez del método de estimación de edades y rotaciones está condicionada por el acierto en el proceso de clasificación supervisada de cada píxel en cada año, el cual es mayor al 90 % para eucalipto (Tabla 3.1 en el Capítulo III). Sin embargo, la no identificación de un píxel como eucalipto en un año particular reinicia el conteo de la edad para ese píxel y, además, es interpretado como el inicio de una nueva rotación. Como consecuencia de este procesamiento existe una subestimación de la edad del rodal y una sobrestimación del número de rotaciones que es incierta y no fue cuantificada. La combinación de ambos efectos, en particular la subestimación de la edad, puede explicar la mayor representación de las edades jóvenes en el almacenaje de C.

La estimación de edades y rotaciones son determinantes para la asignación del contenido de C modelado en CO2Fix y tienen un impacto diferencial en la estimación del almacenaje de C. La subestimación de la edad, y por ende del contenido de C, tiene un efecto leve sobre el almacenaje debido a que la tasa de acumulación de biomasa es decreciente y el contenido de COS es poco variable en las edades intermedias (Figura 4.6.). La sobrestimación de las rotaciones también tiene un efecto leve sobre el almacenaje de C debido a que el C en la biomasa es igual para todas las rotaciones y las variaciones del contenido de COS es muy baja y del orden de 1,8 Mg C/ha.

La influencia en el almacenaje de C de la edad y las rotaciones calculadas no ha sido evaluada, sin embargo, se planteó una estrategia que tiene impacto directo en la cuantificación del almacenaje de C: la superficie forestada anual. Este factor es crítico en la estimación del C acumulado y para ello se utilizaron los factores de corrección de la superficie por clases de edad calculados a partir de datos de rodales conocidos (Tabla 3.10). Esta estrategia puede asumirse como intervalos de confianza en el cálculo a nivel regional y como un enfoque conservador de la capacidad de almacenaje de C las plantaciones de eucalipto.

Parametrización de CO2Fix

El modelo de simulación CO2Fix es una herramienta versátil y adecuada para obtener estimaciones razonables de las existencias y flujos del contenido de C en suelo y biomasa de plantaciones de *E. grandis*. Esta capacidad está asociada a que los parámetros de entrada pueden ser obtenidos de publicaciones o de la modelización de datos propios, como el caso del modelo local de rendimiento de *E. grandis*.

En este trabajo de tesis no se construyó un modelo de incremento corriente anual diferencial y, por lo tanto, para ambos tipos de suelo se utiliza una única ecuación. Es conocido que, en términos generales, una mejor condición edafoclimática de crecimiento implique un aumento en la calidad de sitio expresada indirectamente como un aumento en la altura media dominante a nivel de rodal. Sin embargo, incluir esta variable requiere expresar espacialmente este parámetro estructural de los rodales en el área de estudio y para cada año. En ese contexto, se considera que el enfoque aplicado de tasas de incremento para cada edad a partir de datos propios supera la contabilidad de C a escala nacional en donde se utiliza un incremento medio anual promedio por especie y zona (SAyDS, 2015a). De todas formas, en futuras actualizaciones sería necesario mejorar las estimaciones a partir de variables edafoclimáticas auxiliares que permitan estimar la capacidad productiva de los rodales y, por lo tanto, una tasa de acumulación de C diferencial.

La parametrización del modelo CO2Fix consigue captar parcialmente la dinámica del contenido de COS a lo largo de las rotaciones descrita en el Capítulo II (Figura 2.15). En los rodales establecidos en suelos arenosos, los datos modelados y observados coinciden con el leve incremento del COS de la segunda rotación con respecto a la primera (Figura A.4.3). En cambio en la tercera rotación, mientras que el COS observado disminuye el COS modelado se incrementa en los suelos arenosos y disminuye levemente en los de textura franca.

Para analizar este comportamiento del modelo es necesario explorar en detalle el modelo Yasso el cual controla la dinámica de C en el módulo de suelo y, en particular, los flujos de C derivado de los diferentes tipos de residuos y el humus. El COS modelado presenta dos componentes con una dinámica diferencial para cada tipo de suelo: los residuos depositados en el mantillo (*litter*) y la fracción húmica (*humus 1* y *humus 2*). El flujo de C hacia el mantillo es el mismo para ambos tipos de suelos y es creciente durante la rotación, esta dinámica responde a la asignación de biomasa a cada compartimento y de los parámetros de composición de los residuos. En cambio, la fracción húmica es decreciente y los valores iniciales son mayores en los suelos francos que en los arenosos. Por ejemplo, desde la edad cero de la primera rotación hasta la edad cero de la segunda rotación, la fracción húmica de los suelos de la familia de textura franca se redujo de 37,03 Mg C/ha a 29,51 Mg C/ha (-20 %) y en los suelos arenosos disminuyó de 18,62 Mg C/ha a 15,86 Mg C/ha (-15 %).

Estas diferencias corresponden a la tasa de descomposición diferencial establecida para cada suelo y es congruente con los datos de campo observados. Como consecuencia de estas diferencias, la proporción de C en el mantillo con respecto al COS total es diferente para suelo: mientras que en los suelos de textura franca es del 57 % en los arenosos es del 71 %. Este comportamiento del modelo enmascara el efecto esperado de la tasa de descomposición diferencial y requiere ajustes en la parametrización con el fin de minimizar las diferencias los datos de COS observado.

Por otro lado, el COS modelado no capta el rango de variación de COS observado y tiende a subestimar la capacidad de almacenaje en este compartimento en los suelos francos y sobrestimarla en suelos arenosos (Figura 4.8). Este comportamiento de la simulación es similar al reportado por Negash y Kanninen (2015) en sistemas agroforestales y por Monteagudo (2014) para sistemas de monte bajo de castaño.

De todas formas, el CT modelado tiende a minimizar las diferencias de COS detectadas y se advierte una relación lineal significativa entre estos valores y los observados a campo (Figura 4.10). Esa compensación se traduce en términos cuantitativos en una diferencia absoluta promedio entre los valores observados y modelados del orden de los ~ 14 Mg C/ha (Figura 4.11).

Existen pocas referencias del grado de precisión en las estimaciones de C en CO2Fix. Un ejemplo de este análisis a partir de la variación de los parámetros de entrada fue publicado por Nabuurs et al. (2008). En ese estudio se muestra un rango de incertidumbre de entre 100 y 195 Mg C/ha para estimaciones en dos situaciones con alta y baja disponibilidad de datos en bosques de abeto de Noruega y en bosques tropicales de Costa Rica, respectivamente. Para ambos casos, el error es casi 10 veces superior al estimado en esta tesis.

A pesar de las limitaciones del modelo CO2Fix descritas y la necesidad de expresar espacialmente parámetros adicionales para mejorar las estimaciones, esta herramienta fue adecuada para cuantificar a escala regional la capacidad de almacenaje de C en suelo y biomasa en la cuenca de *E. grandis*. Adicionalmente, se resalta que la identificación de estas restricciones puede conformar una hoja de ruta para nuevas investigaciones de cada uno de los parámetros de entrada del modelo.

Modelo regional de la dinámica del C

La estimación del almacenaje de C en suelo y biomasa es producto de la asignación de los valores modelados en CO2Fix por la superficie implantada en cada año por textura de suelo, rotación y edad. Este enfoque representa la primera aproximación a nivel regional y de largo plazo en el principal complejo forestal de eucalipto de Argentina.

En los suelos de la familia de textura arenosa el almacenaje de C aumentó en mayor medida que en los suelos francos (Figura 4.14) y esta tendencia está asociada a la dinámica de expansión de

plantaciones de eucalipto observada en estos suelos (Figura 3.4). De todas formas, en las ~132.000 ha analizadas, el almacenaje de C en suelo y biomasa se incrementó entre un 15 % y un 20 % y la superficie forestada un 75 % (Tabla 3.2).

Los resultados obtenidos también muestran que el origen del COS almacenado fue derivado de diferentes fuentes a lo largo del tiempo: al inicio del período de análisis casi la mitad del COS proviene de los pastizales y a partir de 2016, exclusivamente de las plantaciones. Este cambio en la composición del COS puede ser un indicador de la diferente calidad y proporción en la composición de sus elementos constituyentes, en particular en el suelo. Bajo este concepto, Ecclesia et al. (2015) analizaron los flujos de C en plantaciones de *Pinus* spp y pasturas y encuentran diferencias entre el Carbono orgánico particulado y el COS y sugieren que estos cambios están asociados a alteraciones en los ingresos de C al suelo. En este sentido, Zinn et al. (2002) afirman que el efecto en el COS del reemplazo de pastizales por plantaciones es dependiente del tipo de suelo y la especie forestal. Además estos autores concluyen que la aplicación de prácticas silvícolas que reduzcan las alteraciones en el suelo, por ejemplo en la preparación de sitio, pueden contribuir a conservar el COS nativo y ser estrategias viables para almacenar formas de C más estables.

Por otro lado, y con respecto al almacenaje de C calculado, existen escasas referencias locales. Por ejemplo, Moyano (2017) calcula 300 Gg CO₂eq almacenados en 2.500 ha plantadas con diversas especies forestales en el marco de un proyecto bajo la certificación MDL (Mecanismo de Desarrollo Limpio). En ese cálculo se descuentan las emisiones por la implementación de las prácticas silvícolas y se estima un almacenaje de ~120 Mg CO₂eq/ha. En el presente estudio se estima un promedio de ~135 Gg CO₂eq/ha y asciende a ~270 Gg CO₂eq/ha si se considera el COS, lo cual sugiere que las estimaciones son razonables.

En términos más generales y según el Inventario de GEI de la República Argentina de 2012 (SAyDS, 2015a), el incremento de C almacenado en la provincia de Entre Ríos para eucalipto fue de 935,03 Gg C en 2010 y 1.455,03 Gg C en 2012. Este cálculo es producto de multiplicar la superficie forestada, 103.147 ha y 160.510 ha para 2010 y 2012, por la tasa de crecimiento de biomasa para eucalipto 18,13 Mg/ha y por el coeficiente de 0,5 Mg C/Mg. En estas estimaciones no se considera el C almacenado en el suelo.

En este trabajo de tesis y sólo para la provincia de Entre Ríos, se calculó un almacenaje C en la biomasa de 3.902,62 Gg C en 2009 y de 3.779,96 Gg C en 2010, por lo tanto la merma es de 122,66 Gg C en la biomasa (Figura A.4.4). Esta disminución está asociada con que en el año 2010 la superficie cosechada supera al promedio histórico y alcanza las 15.000 ha (Figura 3.8), además, cerca del 20 % de la superficie forestada del año anterior fue cosechada (Figura 3.9). Si se incluye el COS en el almacenaje C total calculado el incremento es de 60,79 Gg C para 2010. Para el año 2012 las diferencias con los datos del Inventario de GEI son mayores. La merma del almacenaje C en la biomasa calculada

es de 84,11 Gg C, asociada también a tasas de cosecha elevadas, y se registra un incremento de 688,9 Gg C en el C total. Este balance interanual positivo, da cuenta de la relevancia que tiene considerar el COS en la contabilidad de C. En el Anexo se muestra el almacenaje de C para el año 2010 para la provincia de Entre Ríos como referencia del proceso realizado (Tabla A.4.4).

La comparación de estos resultados evidencia las fuentes de variación del cálculo reportado en el Inventario de GEI. La superficie forestada está sobrestimada en particular para el año 2012 (~160.000 ha), como referencia el inventario de plantaciones de *Eucalyptus* spp de Entre Ríos registra 112.799 ha para 2016 (SDFI y LISEA, 2017). Además el coeficiente de incremento de materia seca también es elevado y supone que el rendimiento a un turno de 12 años será en promedio de ~435 Mg/ha, cuando el rendimiento promedio en la región es cercano a las 300 Mg/ha.

Desde una perspectiva más general, si los datos se observan para toda la cuenca de *E. grandis* incluyendo los departamentos del SE de Corrientes, se advierte claramente que hay un descenso en el almacenaje interanual de CO₂eq en los años 2010 y 2012 (Figura 4.17). Estos resultados demuestran la influencia de la definición espacial precisa del balance de C. Como referencia espacial de los resultados obtenidos, en el Anexo se muestra el almacenaje de C entre 1985 y 2018 en un área de la provincia de Entre Ríos y la evolución del almacenaje de CO₂eq para cada departamento del área de estudio (Figura A.4.1 y Figura A.4.2).

En el presente estudio el almacenaje de C es calculado a partir de la estimación de la superficie forestada por textura, número de rotaciones y edad y datos modelados de contenido de C en suelo y biomasa. La implementación de este tipo de procesamiento puede ser incorporada en sistemas de monitoreo del balance de C en plantaciones en otras regiones forestales de Argentina. Este aspecto ocupa particular relevancia, considerando el cumplimiento de los compromisos internacionales asumidos por nuestro país en cuanto a la reducción de emisiones (MAyDS, 2020). La República Argentina se comprometió a no exceder los 359.000 Gg CO₂eq de GEI para el año 2030 y, por lo tanto, la determinación precisa y documentada de la contribución de las plantaciones para reducir estas emisiones es sustancial.

En consecuencia con lo anteriormente expuesto, la **Hipótesis 7**: “*El proceso de reemplazo de pastizales por plantaciones de E. grandis produjo un aumento del almacenaje de C en suelo y biomasa en el período 1985-2018*” no es rechazada.

Conclusiones

La integración de imágenes satelitales de la serie Landsat para el cálculo de superficies, edades y rotaciones con los resultados de la parametrización del modelo de simulación CO2Fix para la asignación de contenido C por clases de textura de suelo, es una herramienta consistente para la estimación del almacenaje actual e histórico de C en suelo y biomasa en el área de estudio.

El modelo de simulación CO2Fix produce valores razonables de contenido de C en función de los parámetros de entrada disponibles, sin embargo, requiere ajustes en la parametrización para captar la dinámica del COS presentada en el Capítulo II.

El almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de *E. grandis* en el año 1985 es de 8.440,36 Gg C y se incrementa a 9.644,03 Gg C en 2018 (+14 %) o de 9.485,56 Gg C a 11.378,78 Gg C (+20 %) considerando las superficies corregidas por clases de edad.

El origen del C en las 132.000 ha analizadas cambió significativamente: mientras que en 1985 el 50 % del C era proveniente de pastizales en el año 2018 todo el almacenaje deriva de las plantaciones de *E. grandis*. Adicionalmente, mientras que el almacenaje de C se incrementó entre un 15 % y 20 % el aumento de la superficie implantada por eucalipto aumentó un 75 %. Esta alteración en la distribución del C puede implicar diferencias en la composición y calidad del COS.

La tasa interanual de almacenaje de CO₂eq es positiva en 24 años del período de estudio y registra un promedio de 1.126,90 Gg CO₂eq/año. La tasa de almacenaje de C calculado es inferior a las estimaciones registradas en el Inventario de GEI (935,03 Gg C y 1.455,03 Gg C vs -122,66 Gg C y -84,11 Gg C en 2010 y 2012, respectivamente). Además, se identifican dos fuentes de error de las estimaciones del inventario: la superficie forestada y el incremento interanual de la biomasa. En base a estos resultados se recomienda revisar esta metodología de contabilidad del C para evitar sobrestimaciones en la reducción de emisiones de GEI.

La metodología empleada en este estudio, adaptada para otras especies a partir de la reparametrización del modelo CO2Fix y clasificaciones anuales de imágenes satelitales puede contribuir al desarrollo de medidas estandarizadas para otras regiones forestales de Argentina.

Bibliografía

- Álvarez, S. y Rubio, A. (2013) Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México). Aplicación del modelo CO2FIX v.3.2. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, XIX(1), 125-137. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.01.005>
- Eclesia, R.P., Piñeiro, G. y Jobbágy, E.G. (2015). Balance del carbono edáfico en forestaciones y pasturas subtropicales: análisis de los ingresos y egresos de C al suelo. En: E. Sá Pereira, G. Minoldo y J.A. Galantini (Eds.), *El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono*. INTA Ediciones. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/5934>
- Gaboury, S., Boucher, J.-F., Villeneuve, C., Lord, D. y Gagnon, R. (2009) Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 483-494. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.037>
- Goya J.F., Frangi, J.L., Dalla Tea, F., Marcó, M.A., Larocca, F. (1997). Biomasa, productividad y contenido de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el NE de la provincia de Entre Ríos. In XII Jornadas Forestales de Entre Ríos. Entre Ríos, Argentina.
- Goya, J.F., Frangi, J.L., Pérez, C. y Dalla Tea, F (2008). Decomposition and nutrient release from leaf litter in *Eucalyptus grandis* plantations on three different soils in Entre Ríos, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 29(3), 217-226. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002008000300005>
- Lemma, B., Berggren Kleja, D., Olsson, M. y Nilsson, I. (2007). Factors controlling soil organic carbon sequestration under exotic tree plantations: A case study using the CO2Fix model in southwestern Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 252(1-3), 124-131. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.029>
- Lencinas, J.D. y Mohr-Bell, D. (2007) Estimación de clases de edad de las plantaciones de la provincia de Corrientes, Argentina, con base en datos satelitales Landsat. *Bosque (Valdivia)*, 28(2), 106-118. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002007000200003>
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. y Sievänen, R. (2005). Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, 189(1-2), 168-182. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.005Get>
- Masera, O.R., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G.J., Pussinen, A., de Jong, B.H.J. y Mohren, G.M.J. (2003) Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling*, 164, 177-199. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00419-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00419-2)

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS). (2020). Segunda Contribución Determinada a Nivel Nacional de la República Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/contribucion-nacional>
- Monteagudo, M.P. (2014). *Evaluación del secuestro de Carbono con diferentes alternativas de gestión selvícola en monte bajo de castaño en el norte de España*. [Tesis de maestría, Universidad de Valladolid]. <http://uvadoc.uva.es/handle/10324/6651>
- Moyano, F. (2017) El rol de los proyectos forestales de captura de Carbono en el contexto del Acuerdo de París. El caso del proyecto MDL Santo Domingo. XXXI Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia.
- Nabuurs, G.J., van Putten, B., Knippers, T.S. y Mohren, G.M.J. (2008). Comparison of uncertainties in carbon sequestration estimates for a tropical and a temperate. *Forest. Forest Ecology and Management*, 256(3), 237-245. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.010>
- Negash, M. y Kanninen, M. (2015). Modeling biomass and soil carbon sequestration of indigenous agroforestry systems using CO2FIX approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 203, 147-155. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.004>
- Pérez Pérez, S., Jandl, R. y Rubio Sánchez, A. 2007. Modelización del secuestro de carbono en sistemas forestales: efecto de la elección de especie. *Ecología*, 21, 341-352. http://oa.upm.es/48573/1/Perez_2007_Ecologia.pdf
- Pérez, C., Frangi, J., Goya, J., Luy, A., Arturi M. (2013). Contenido de nutrientes en las raíces finas y el mantillo de rodales de *Eucalyptus grandis* de diferente edad en la Mesopotamia Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 34(3), 303-310. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002013000300006>
- Ramos, S., De Ruyver, R., Gattinoni, N., Garin, R., Garran, S. (2018). Estación agrometeorológica del INTA Concordia. 50 años de servicio a la comunidad. Serie Extensión Nro. 16. INTA Ediciones. Colección Institucional.
- Richards, F.J. (1959). A Flexible Growth Function for Empirical Use. *Journal of Experimental Botany*, 10(2), 290-301. <https://doi.org/10.1093/jxb/10.2.290>
- Sandoval, M., Arturi, M., Goya, J.F. y Plaza Behr, M. (2017) Estimación de la edad de plantaciones de *Eucalyptus grandis* a partir de imágenes satelitales Landsat 8. XXXI Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia.
- Schelhaas, M.J., van Esch, P.W., Groen, T.A., de Jong, B.H.J., Kanninen, M., Liski, J., Masera, O., Mohren, G.M.J., Nabuurs, G.J., Palosuo, T., Pedroni, L., Vallejo, A. y Vilén, T. (2004). CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. Wageningen, Alterra, Alterrapport 1068. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/1750>

Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP), INTA, Proyecto PNUD ARG/85/019, Instituto de Suelos y EEA de INTA. (2013). Suelos de la República Argentina. Versión digital corregida, revisada y aumentada (Versión 9.0) por G. Cruzate, L. Gomez, M. J. Pizarro, P. Mercuri, S. Banchemo. [Enlace: <http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/>]

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS de la Nación). (2015b). *Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/tercera-comunicacion>

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS de la Nación). (2015a) *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina – Año 2012. Volumen 3 - Agricultura, Ganadería, y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura. Versión 2. Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático*. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/1.-inventario-geis-agricultura-ganaderia-y-cuss-v2.pdf>

Subsecretaría de Desarrollo Foresto Industrial de la Nación (SDFI) y Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA) – FCAyF – UNLP. (2017). Inventario Nacional de Plantaciones Forestales. Inventario Forestal Permanente de los Bosques Implantados. ENTRE RÍOS - ÁREA CONTINENTAL. Diciembre 2017. 35pp.

Zinn, Y.L., Resck, D.V.S. y da Silva, J.E. (2002). Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166(1-3), 285-294. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00682-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00682-X)

Anexo

Tabla A.4.1. Valores medios y desvío estándar de los parámetros estructurales principales de los rodales observados para construir el modelo de rendimiento para *E. grandis*.

Clase de edad (años)	Número de rodales	Área basal (m ² /ha)	DAP medio (cm)	Altura media (m)	Volumen (m ³ /ha)
1 a 3	19	6,13 (5,68)	7,62 (3,70)	8,7 (3,6)	34,56 (41,49)
4 a 6	30	13,65 (3,90)	14,07 (2,36)	15,5 (2,6)	103,04 (41,69)
7 a 9	28	20,70 (6,43)	17,84 (3,10)	20,0 (3,2)	200,90 (83,69)
10 a 12	16	23,25 (5,98)	19,63 (3,51)	21,9 (3,8)	255,89 (83,18)
13 a 15	6	31,06 (7,87)	25,15 (3,37)	27,7 (3,3)	402,35 (123,85)

Referencias: los valores entre paréntesis corresponden al desvío estándar.

Tabla A.4.2. Biomasa seca total y contenido de C en suelo y biomasa por rotación y edad para plantaciones de *E. grandis* obtenidos en CO2Fix para suelos de la familia de textura arenosa.

Rotación	Edad (años)	Biomasa seca total (Mg/ha)	C en biomasa (Mg/ha)	C en suelo (Mg/ha)	C total (Mg/ha)
1	0	0,00	0,00	18,62	18,62
	1	9,19	4,59	18,18	22,77
	2	21,75	10,87	18,77	29,64
	3	32,51	16,26	20,35	36,61
	4	43,78	21,89	21,47	43,36
	5	55,76	27,88	21,87	49,75
	6	69,91	34,96	22,07	57,03
	7	85,52	42,76	22,44	65,20
	8	102,69	51,34	23,05	74,39
	9	120,50	60,25	23,91	84,16
	10	139,81	69,90	24,98	94,88
	11	158,15	79,08	26,53	105,61
2	12	175,27	87,64	28,40	116,04
	0	0,00	0,00	54,28	54,28
	1	9,19	4,59	48,53	53,12
	2	21,75	10,87	25,22	36,09
	3	32,51	16,26	22,62	38,88
	4	43,78	21,89	22,71	44,60
	5	55,76	27,88	22,86	50,74
	6	69,91	34,96	23,00	57,96
	7	85,52	42,76	23,36	66,12
	8	102,69	51,34	23,97	75,31
	9	120,50	60,25	24,83	85,08
	10	139,81	69,90	25,89	95,79
11	158,15	79,08	27,45	106,53	
12	175,27	87,64	29,32	116,96	

Rotación	Edad (años)	Biomasa seca total (Mg/ha)	C en biomasa (Mg/ha)	C en suelo (Mg/ha)	C total (Mg/ha)
3	0	0,00	0,00	55,21	55,21
	1	9,19	4,59	49,45	54,04
	2	21,75	10,87	26,15	37,02
	3	32,51	16,26	23,55	39,81
	4	43,78	21,89	23,64	45,53
	5	55,76	27,88	23,79	51,67
	6	69,91	34,96	23,93	58,89
	7	85,52	42,76	24,29	67,05
	8	102,69	51,34	24,91	76,25
	9	120,50	60,25	25,77	86,02
	10	139,81	69,90	26,83	96,73
	11	158,15	79,08	28,39	107,47
12	175,27	87,64	30,26	117,90	

Tabla A.4.3. Biomasa seca total y contenido de C en suelo y biomasa por rotación y edad para plantaciones de *E. grandis* obtenidos en CO2Fix para suelos de la familia de textura franca fina y gruesa.

Rotación	Edad (años)	Biomasa seca total (Mg/ha)	C en biomasa (Mg/ha)	C en suelo (Mg/ha)	C total (Mg/ha)
1	0	0,00	0,00	37,03	37,03
	1	9,19	4,59	36,16	40,75
	2	21,75	10,87	36,33	47,20
	3	32,51	16,26	37,49	53,75
	4	43,78	21,89	38,22	60,11
	5	55,76	27,88	38,24	66,12
	6	69,91	34,96	38,06	73,02
	7	85,52	42,76	38,07	80,83
	8	102,69	51,34	38,33	89,67
	9	120,50	60,25	38,84	99,09
	10	139,81	69,90	39,57	109,47
	11	158,15	79,08	40,80	119,88
2	0	0,00	0,00	67,93	67,93
	1	9,19	4,59	61,88	66,47
	2	21,75	10,87	38,29	49,16
	3	32,51	16,26	35,40	51,66
	4	43,78	21,89	35,23	57,12
	5	55,76	27,88	35,11	62,99
	6	69,91	34,96	34,99	69,95
	7	85,52	42,76	35,10	77,86
	8	102,69	51,34	35,47	86,81
	9	120,50	60,25	36,10	96,35
	10	139,81	69,90	36,93	106,83
	11	158,15	79,08	38,27	117,35

Rotación	Edad (años)	Biomasa seca total (Mg/ha)	C en biomasa (Mg/ha)	C en suelo (Mg/ha)	C total (Mg/ha)
	12	175,27	87,64	39,92	127,56
	0	0,00	0,00	65,60	65,60
	1	9,19	4,59	59,64	64,23
	2	21,75	10,87	36,14	47,01
	3	32,51	16,26	33,34	49,60
	4	43,78	21,89	33,25	55,14
	5	55,76	27,88	33,22	61,10
3	6	69,91	34,96	33,19	68,15
	7	85,52	42,76	33,37	76,13
	8	102,69	51,34	33,82	85,16
	9	120,50	60,25	34,52	94,77
	10	139,81	69,90	35,43	105,33
	11	158,15	79,08	36,83	115,91
	12	175,27	87,64	38,56	126,20

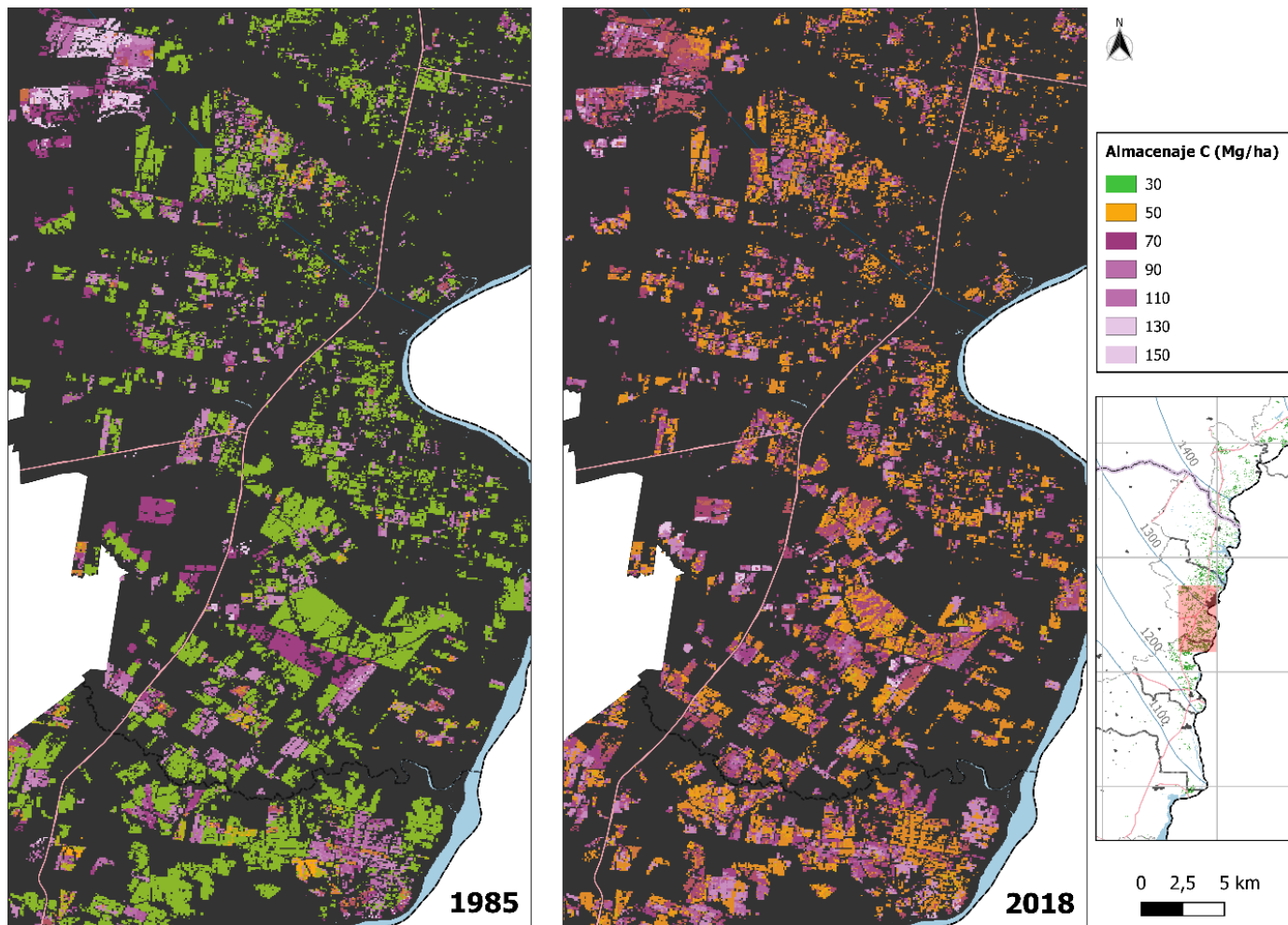


Figura A.4.1. Mapa del almacenaje de C en suelo y biomasa de pastizales y plantaciones de *E. grandis* en un área del norte de Colón y sur de Concordia en Entre Ríos en los años 1985 y 2018.

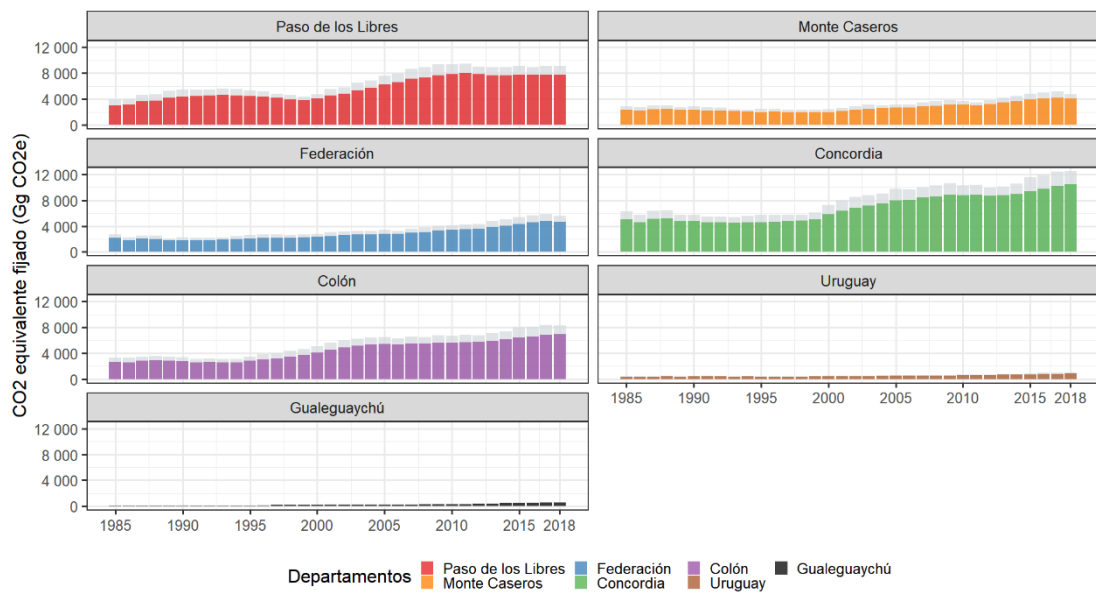


Figura A.4.2. CO₂ equivalente almacenado anualmente por las plantaciones de *E. grandis* en el período 1985-2018 por departamento.

Referencias: las columnas grises indican los datos de superficie corregidos por clases de edad.

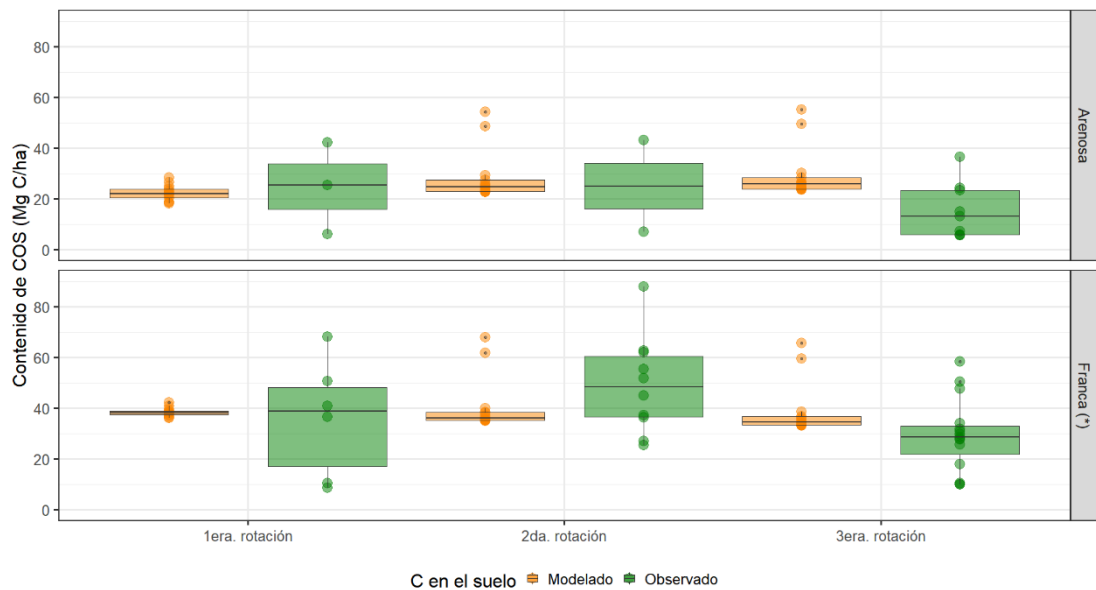


Figura A.4.3. Contenido de COS de plantaciones de *E. grandis* para los primeros 30 cm de suelo modelado con CO2Fix y observado a campo por familia de textura.

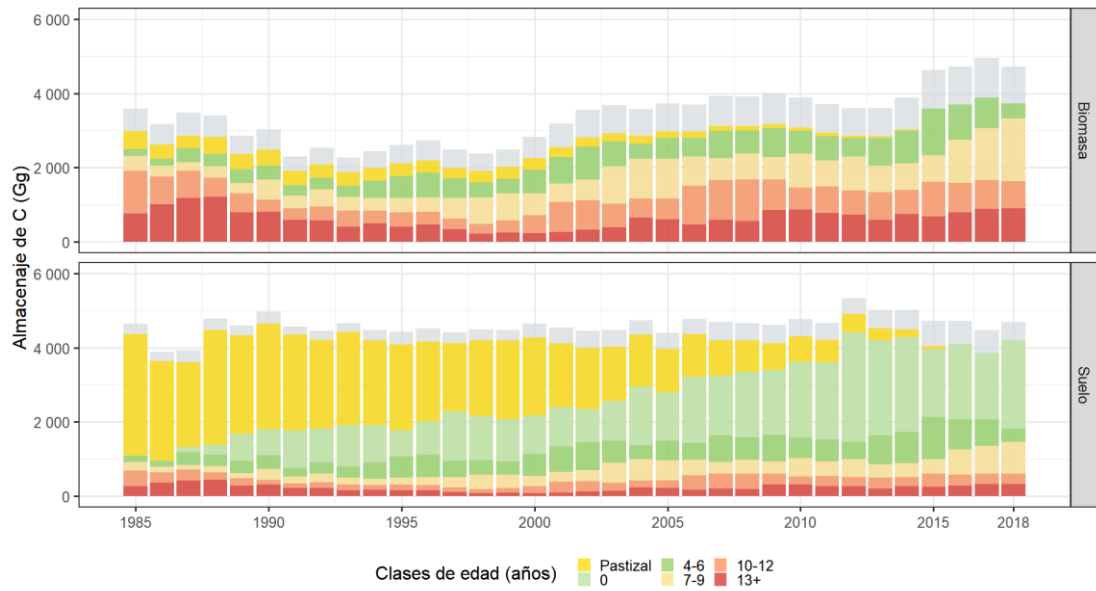


Figura A.4.4. Almacenaje de C (Gg C) en biomasa y suelo sólo para la provincia de Entre Ríos.

Tabla A.4.4. Superficie calculada y corregida (*) y almacenaje de C por suelo, biomasa y total para pastizales y plantaciones de *E. grandis* por familias de textura, número de rotaciones y edad en el año 2010 para la provincia de Entre Ríos.

Familia de textura	Rotación	Edad (años)	Superficie (ha)	Superficie * (ha)	Almacenaje C suelo (Gg C)	Almacenaje C biomasa (Gg C)	Almacenaje C total (Gg C)	Almacenaje C suelo * (Gg C)	Almacenaje C biomasa * (Gg C)	Almacenaje C total * (Gg C)
		Pastizal	13.064,58	13.064,58	438,19	65,45	503,64	438,19	65,45	503,64
		4	1.708,92	2.366,17	36,69	37,41	74,10	50,80	51,80	102,60
		5	2.636,19	3.650,07	57,65	73,50	131,15	79,83	101,76	181,59
		6	1.307,34	1.810,14	28,85	45,70	74,56	39,95	63,28	103,23
		7	2.550,15	3.258,58	57,23	109,04	166,27	73,12	139,34	212,46
	1	8	1.014,39	1.296,19	23,38	52,08	75,46	29,88	66,55	96,42
		9	2.709,90	3.462,71	64,79	163,27	228,07	82,79	208,63	291,42
		10	1.110,69	1.350,82	27,75	77,64	105,38	33,74	94,42	128,17
		11	1.342,08	1.632,24	35,61	106,13	141,74	43,30	129,08	172,38
Arenosa		12	972,00	1.182,15	27,60	85,19	112,79	33,57	103,60	137,18
		13 o +	4.277,97	5.202,87	121,49	374,92	496,42	147,76	455,98	603,74
		0	12.107,97	12.107,97	657,22	0,00	657,22	657,22	0,00	657,22
		4	1.233,72	1.708,21	28,02	27,01	55,02	38,79	37,39	76,19
		5	1.480,68	2.050,15	33,85	41,28	75,13	46,87	57,16	104,02
		6	941,13	1.303,09	21,65	32,90	54,55	29,97	45,56	75,53
	2	7	1.384,83	1.769,54	32,35	59,22	91,56	41,34	75,67	117,00
		8	458,73	586,17	11,00	23,55	34,55	14,05	30,09	44,14
		9	628,20	802,71	15,60	37,85	53,45	19,93	48,36	68,29
		10	242,28	294,66	6,27	16,94	23,21	7,63	20,60	28,23

Familia de textura	Rotación	Edad (años)	Superficie (ha)	Superficie * (ha)	Almacenaje C suelo (Gg C)	Almacenaje C biomasa (Gg C)	Almacenaje C total (Gg C)	Almacenaje C suelo * (Gg C)	Almacenaje C biomasa * (Gg C)	Almacenaje C total * (Gg C)
		11	430,20	523,21	11,81	34,02	45,83	14,36	41,38	55,74
		12	434,34	528,24	12,73	38,07	50,80	15,49	46,30	61,78
		13 o +	2.452,32	2.982,51	71,90	214,92	286,82	87,45	261,39	348,83
		0	17.948,34	17.948,34	990,93	0,00	990,93	990,93	0,00	990,93
		4	2.228,58	3.085,69	52,68	48,78	101,47	72,95	67,55	140,49
		5	2.879,10	3.986,40	68,49	80,27	148,76	94,84	111,14	205,98
		6	2.146,59	2.972,17	51,37	75,04	126,41	71,12	103,91	175,03
		7	2.664,90	3.405,21	64,73	113,95	178,68	82,71	145,61	228,32
	3	8	670,59	856,88	16,70	34,43	51,13	21,34	43,99	65,34
		9	1.375,20	1.757,23	35,44	82,86	118,29	45,28	105,87	151,16
		10	491,58	597,86	13,19	34,36	47,55	16,04	41,79	57,83
		11	495,09	602,13	14,06	39,15	53,21	17,09	47,62	64,71
		12	361,80	440,02	10,95	31,71	42,66	13,32	38,56	51,88
		13 o +	1.619,37	1.969,48	49,00	141,92	190,92	59,60	172,61	232,20
		Pastizal	3.746,34	3.746,34	241,15	36,04	277,19	241,15	36,04	277,19
		4	588,42	814,73	22,49	12,88	35,37	31,14	17,83	48,97
		5	693,45	960,15	26,52	19,33	45,85	36,72	26,77	63,49
Franca (*)	1	6	577,89	800,15	21,99	20,20	42,20	30,45	27,97	58,43
		7	1.218,69	1.557,24	46,40	52,11	98,51	59,28	66,59	125,87
		8	420,21	536,94	16,11	21,57	37,68	20,58	27,57	48,15
		9	1.170,45	1.495,60	45,46	70,52	115,98	58,09	90,11	148,20

Familia de textura	Rotación	Edad (años)	Superficie (ha)	Superficie * (ha)	Almacenaje C suelo (Gg C)	Almacenaje C biomasa (Gg C)	Almacenaje C total (Gg C)	Almacenaje C suelo * (Gg C)	Almacenaje C biomasa * (Gg C)	Almacenaje C total * (Gg C)
		10	147,78	179,73	5,85	10,33	16,18	7,11	12,56	19,68
		11	691,11	840,53	28,20	54,65	82,85	34,29	66,47	100,76
		12	73,26	89,10	3,10	6,42	9,52	3,77	7,81	11,58
		13 o +	805,86	980,09	34,14	70,63	104,76	41,52	85,89	127,41
		0	2.349,54	2.349,54	159,60	0,00	159,60	159,60	0,00	159,60
		4	126,27	174,83	4,45	2,76	7,21	6,16	3,83	9,99
		5	540,36	748,18	18,97	15,07	34,04	26,27	20,86	47,13
		6	223,02	308,79	7,80	7,80	15,60	10,80	10,80	21,60
		7	354,69	453,22	12,45	15,17	27,62	15,91	19,38	35,29
	2	8	26,10	33,35	0,93	1,34	2,27	1,18	1,71	2,90
		9	209,79	268,07	7,57	12,64	20,21	9,68	16,15	25,83
		10	42,39	51,55	1,57	2,96	4,53	1,90	3,60	5,51
		11	39,33	47,83	1,51	3,11	4,62	1,83	3,78	5,61
		12	100,89	122,70	4,03	8,84	12,87	4,90	10,75	15,65
		13 o +	412,56	501,76	16,47	36,16	52,63	20,03	43,97	64,00
		0	3.608,55	3.608,55	236,72	0,00	236,72	236,72	0,00	236,72
		4	375,57	520,01	12,49	8,22	20,71	17,29	11,38	28,67
		5	851,76	1.179,35	28,30	23,75	52,04	39,18	32,88	72,06
	3	6	896,76	1.241,65	29,76	31,35	61,11	41,21	43,41	84,62
		7	810,00	1.035,02	27,03	34,64	61,67	34,54	44,26	78,80
		8	190,98	244,03	6,46	9,80	16,26	8,25	12,53	20,78

Familia de textura	Rotación	Edad (años)	Superficie (ha)	Superficie * (ha)	Almacenaje C suelo (Gg C)	Almacenaje C biomasa (Gg C)	Almacenaje C total (Gg C)	Almacenaje C suelo * (Gg C)	Almacenaje C biomasa * (Gg C)	Almacenaje C total * (Gg C)
		9	346,05	442,18	11,95	20,85	32,80	15,26	26,64	41,91
		10	116,91	142,19	4,14	8,17	12,31	5,04	9,94	14,98
		11	215,73	262,37	7,95	17,06	25,01	9,66	20,75	30,41
		12	79,47	96,65	3,06	6,96	10,03	3,73	8,47	12,2
		13 o +	453,24	551,23	17,48	39,72	57,2	21,26	48,31	69,57
Total para pastizales			16.810,92	16.810,92	679,34	101,49	780,83	679,34	101,49	780,83
Total para plantaciones de <i>E. grandis</i>			93.062,25	110.127,12	3.621,93	2.978,12	6.600,05	4.086,41	3.779,96	7.866,40

Capítulo V. Consideraciones finales.

Aportes al conocimiento de esta tesis

En esta tesis se describió y cuantificó la dinámica del contenido de C en el suelo (COS) y la biomasa (CB) luego del reemplazo de pastizales por plantaciones de *E. grandis* a partir de muestreos a campo (Capítulo II). Luego se calculó la magnitud de este proceso de reemplazo en términos de superficie y se los asoció con los regímenes de promoción vigentes e indicadores económicos del mercado interno y externo (Capítulo III). Finalmente, se integraron los resultados obtenidos previamente con datos modelados para calcular el almacenaje anual de C en suelo y biomasa entre los años 1985 y 2018 (Capítulo IV). A continuación se desarrolla con más detalle los resultados obtenidos en cada capítulo.

En el Capítulo II se comprobó la hipótesis que indica que el proceso de establecimiento de plantaciones de *E. grandis* provoca la disminución del COS y se registró un 37 % menos que en los pastizales reemplazados. Esta disminución estuvo asociada a las prácticas silvícolas de establecimiento y fue mayor en suelos de textura fina que en suelos arenosos, por lo tanto, la textura en donde se establecen las plantaciones es una característica edáfica determinante. Al analizar el C total resultante luego del reemplazo, se detectó una pérdida de CT con respecto a los pastizales en suelos francos finos (-23 %) y un incremento significativo en suelos de textura gruesa, particularmente en los arenosos (+71 %). Este incremento en el CT estuvo relacionado con una menor pérdida del COS y una mayor tasa de incremento de la biomasa, vinculada a una mejor aptitud forestal de los suelos arenosos para esta especie. Por otro lado, la disminución del COS no tuvo una correlación significativa con la tasa de acumulación de biomasa y, probablemente, el efecto puede estar enmascarado por otro factor limitante como la disponibilidad de agua u otros nutrientes como N y P.

En el Capítulo III se cuantificó la magnitud en términos de superficie del proceso de reemplazo y se comprobó que la principal dirección de cambio es desde pastizales a plantaciones de *Eucalyptus* spp, con una tasa anual de cambio de 8.706 ha/año. Para ello hubo que realizar una comprobación adicional de las trayectorias de cambio de uso de la tierra más frecuentes y coherentes hasta eucalipto. Esta expansión de la superficie forestada estuvo mediada por la eficiencia en la implementación de los regímenes de promoción de plantaciones y el contexto socioeconómico de nuestro país. En particular se destaca período de vigencia de la Ley Nacional 25.080 entre 1999 y 2008, durante el cual se incrementó la superficie desde 42.506 ha a 71.294 ha (+68 %) y fue coincidente con cierto período de recuperación económica. Adicionalmente se calculó la superficie cosechada, que corresponde a una transición de eucalipto a otra cobertura, y se demostró la influencia del mercado interno en las tasas de cosecha. Particularmente la superficie cosechada, en relación con la superficie forestada del año

anterior, tuvo una alta correlación con la serie de tiempo del índice de actividad del sector de la construcción. Esta correlación se asoció con la demanda de industrias de transformación primaria y secundaria locales y también al contexto económico del mercado interno. Contrariamente no se pudo establecer una correlación con el mercado externo y se lo atribuye al bajo volumen de esta operación en el período de estudio.

En el Capítulo IV se confirmó la hipótesis que postulaba un aumento en el almacenaje de C en suelo y biomasa producto del reemplazo de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus* spp. Este aumento es de 8.440,36 Gg C en 1985 a 9.644,03 Gg C en 2018 (+14 %) o de 9.485,56 Gg C a 11.378,78 Gg C (+20 %) con la superficie corregida por clases de edad. Sin embargo, el incremento del almacenaje de C fue menor que el incremento de la superficie forestada (+75 %). Cabe resaltar la importancia relativa que tiene que el establecimiento de plantaciones de eucalipto fuera predominantemente en suelos arenosos, sin ese proceso de expansión hacia estos suelos el almacenaje hubiera sido significativamente menor.

La estimación de la edad y el número de rotaciones fue determinante para la asociación con los datos modelados de C en CO2Fix para lo cual se propuso una estrategia inédita: el reprocesamiento de imágenes clasificadas con alta precisión como eucalipto en una serie de tiempo consistente. Este enfoque, junto con la reparametrización del modelo CO2Fix, puede ser replicado en otras zonas forestales del país para obtener estimaciones documentadas del C almacenado.

Los resultados obtenidos en este Capítulo se contrastaron con los valores calculados del Inventario de GEI para la provincia de Entre Ríos en el cual se registra un aumento del almacenaje de C entre 2010 y 2012. Con la metodología descrita en esta tesis se registra una disminución del C almacenado que responde tasas de cosecha elevadas y tasas de forestación bajas. En consecuencia, se propone una revisión de la metodología de cálculo del C almacenado con el objetivo de lograr estimaciones consistentes y estandarizadas de la capacidad de secuestro de C de las plantaciones forestales de nuestro país.

Implicancias prácticas de los resultados obtenidos

En esta tesis se abordan dos aspectos centrales vinculados a la dinámica del C: la magnitud de la pérdida o ganancia de COS, CB y CT al reemplazar ambientes de pastizales por plantaciones de *E. grandis* y la capacidad de almacenaje de CT en estos sistemas productivos en las últimas tres décadas, a partir del análisis del cambio de uso de la tierra y modelos de simulación.

En primer lugar, los resultados obtenidos evidencian que si el criterio es minimizar las pérdidas de COS y maximizar la capacidad de almacenaje del CT, el direccionamiento de las políticas de expansión de la superficie forestada debe ser hacia los suelos arenosos. En ese sentido y a nivel de rodal las prácticas silvícolas que promuevan el menor disturbio en la preparación de sitio como el manejo de

la repoblación mediante rebrotes, pueden ser una alternativa viable. Este último aspecto podría ser verificado cuantitativamente, ponderado positivamente en manuales de buenas prácticas silvícolas en la legislación vigente y en procesos de certificación forestal como una estrategia efectiva de reducción de emisiones de GEI.

Esta recomendación debe estar ajustada a los regímenes pluviométricos, la demanda evapotranspirativa de la forestación y los niveles de fertilidad química asumiendo las limitaciones nutricionales y de retención de agua de los suelos arenosos. Son particularmente atendibles estas restricciones debido a que en un contexto de cambio climático los eventos extremos de exceso o déficit hídrico pueden ser más frecuentes. En el mismo sentido en estos suelos se evidencia un contenido de macronutrientes menor con respecto a suelos de textura más fina, que puede inducir a la aplicación de fertilizantes nitrógeno-fosforados, que tienen respuestas diferentes según el método de repoblación (Graciano et al., 2015). Ambos procesos combinados pueden conducir a sistemas productivos más frágiles en términos de sustentabilidad ambiental y más dependientes de insumos externos que requieren un monitoreo periódico y de largo plazo.

A nivel regional y en términos de capacidad de almacenaje de CT, en esta tesis se propone una combinación de técnicas de teledetección y modelización. El abordaje de las técnicas propuestas con respecto a una mejora en la identificación de cambios de uso de la tierra se detalla en la siguiente sección. Especialmente en cuanto a la modelización del C en suelo y biomasa, la búsqueda y sistematización de variables ecofisiológicas de las principales especies forestales de nuestro país puede ser una estrategia de corto plazo para lograr la parametrización de CO2Fix. Estos datos pueden contrastarse con el reciente reporte de reservas de COS en plantaciones y usos de la tierra alternativos para diferentes regiones de Argentina (Peri et al., 2022). Posteriormente, la integración espacial de clases de uso de la tierra y datos modelados de C, tanto para líneas base y forestaciones, puede ser una estrategia de largo plazo que mejore la estimación de la capacidad de almacenaje de C y, por lo tanto, un ajuste de la información declarada en las Comunicaciones Nacionales sobre el inventario y balance de emisiones de GEI.

A nivel de tomadores de decisión, Alcamo (2001) propone el enfoque basado en escenarios como una herramienta útil para pensar sobre el futuro y sus alternativas y, especialmente, para evaluar las implicancias futuras de los problemas ambientales actuales o identificar nuevos problemas. Para la construcción de estos escenarios una herramienta congruente es el mapa de zonas de vida de Holdridge para Argentina propuesto por Derguy (2019). En dicho trabajo se caracterizan las zonas de vida actuales en base a variables bioclimáticas y se presentan los cambios en estas zonas a partir de las trayectorias de concentración representativa de gases de efecto invernadero (RCP).

Un trabajo publicado derivado de esta tesis explora esta posibilidad combinando escenarios de expansión de superficie forestada y la respuesta del modelo CO2Fix a cambios en las variables

climáticas (Sandoval et al., 2021). Las tasas de forestación futuras surgieron del plan estratégico ForestAr 2030 en un gradiente de menor a mayor intensidad de manejo silvícola y de expansión. La proyección del aumento de la temperatura y la redistribución de las precipitaciones surgió de la trayectoria RCP 4.5 modelada por Derguy (2019). El CT fue obtenido a partir del modelo CO2Fix parametrizado en esta tesis modificando los valores de temperatura media y precipitación históricos por los valores proyectados. Producto de esas interacciones entre factores se concluye que un esquema de expansión moderado combinado con turnos de cosecha similares a los actuales, maximiza la capacidad de almacenaje de C en suelo y biomasa de todo el sistema y representa una estrategia más eficiente de reducción de emisiones. En contraposición, esquemas más agresivos de expansión combinados con rotaciones más cortas, pueden presionar sobre otros usos de la tierra y no ser tan eficiente en la capacidad de almacenaje de C. En ambos casos la conclusión es producto de comparaciones cuantitativas de superficie y contenido de CT al año 2050. Este tipo de análisis puede contribuir a la elaboración de alternativas basadas en evidencias y, por lo tanto, a una mejora en los procesos de decisión que deben ser explorados y complementados con nuevas herramientas y procesos.

En resumen, los resultados obtenidos pueden ser útiles para implementar prácticas silvícolas a nivel de rodal que maximicen la capacidad de almacenaje de C y a nivel regional, pueden asistir a los tomadores de decisión para el diseño de políticas públicas adecuadas a los compromisos de reducción de emisiones de GEI suscriptos por nuestro país. En ambos casos, se resalta que el enfoque propuesto puede ser expandido a otras zonas forestales de Argentina y puede ser orientador de las prioridades de nuevas investigaciones.

Propuestas de nuevas investigaciones

El carácter multifactorial del proceso de reemplazo de pastizales por plantaciones y la dinámica del almacenaje de C resultante requiere estudios de largo plazo para confirmar las tendencias descritas en esta tesis. Para ello se proponen algunas líneas de investigación que pueden ser abordadas en el mediano plazo.

En primer lugar, sería relevante complementar el muestreo del contenido de COS en las sucesivas rotaciones de *E. grandis* y monitorear si la leve tendencia de reducción del COS se mantiene, en particular en los suelos arenosos. En el mismo sentido, es importante determinar si la dinámica del COS es afectada a largo plazo por la quema de los residuos de cosecha. Durante el transcurso de esta tesis, este aspecto no pudo ser documentado con claridad, en parte debido a que los productores forestales identifican esta práctica silvícola como negativa. Para ello, puede ser útil algunos productos derivados de imágenes satelitales, como el *Fire Information for Resource Management System* (FIRMS) disponible en GEE, o el uso de índices específicos como el *Normalized Burn Ratio* (NBR). Esta información secundaria puede ser incorporada a modelos que describan la dinámica del COS y la

influencia de la quema previa al establecimiento de la plantación, tanto de residuos de cosecha como de pastizales.

La clasificación supervisada de imágenes satelitales por el método *Random forest* fue efectiva y con altos niveles de precisión. Sin embargo, en próximos estudios se puede explorar la capacidad de los algoritmos de segmentación como el Simple Non-Iterative Clustering (SLIC). Este algoritmo fue utilizado por Deng et al. (2020) para detectar plantaciones de rotaciones cortas de eucalipto a gran escala en el sur de China y permite incorporar el conocimiento contextual para la detección de los rodales. Otra alternativa mencionada por estos autores es fusionar datos de la serie Landsat con Sentinel, con una resolución espacial de 10 m a 20 m. Sin embargo, estas imágenes sólo están disponibles a partir del año 2015 con lo que se perdería el registro espacial continuo y de largo plazo de la serie Landsat.

Un pilar fundamental de las determinaciones del almacenaje de C en la biomasa de plantaciones es la estimación de la edad y el número de rotaciones. Este aspecto fue abordado con una metodología inédita y robusta, sin embargo, sería necesario automatizar varios de estos procesos para contribuir a su replicabilidad en otras zonas forestales del país. Actualmente existen algoritmos específicos para la detección de tendencias de disturbios que minimizarían la incidencia de los píxeles inestables. Entre ellos se encuentra *LandTrendr* (*Landsat-based detection of Trends in Disturbance and Recovery*) propuesto por Kennedy et al. (2010) o *BFAST* (*Breaks For Additive Seasonal and Trend*) descrito por Verbesselt et al. (2010) los cuales recientemente se han implementado para la plataforma Google Earth Engine (Kennedy et al., 2018; Hamunyela et al., 2020). En futuras líneas de investigación sería necesario explorar su capacidad para la estimación y validación de estos parámetros del rodal debido a que son insumos fundamentales para la modelización del crecimiento y acumulación de C en suelo y biomasa de plantaciones.

En este estudio las variaciones del modelo CO2Fix están limitadas por la información geográfica disponible que permitan asociarla a los valores de C modelados, tal es el caso de la textura superficial acotada a dos familias de texturas locales. Una innovación puede ser la reparametrización del modelo CO2Fix para diferentes sistemas silvícolas debido a que cada régimen puede afectar de manera diferencial a las tasas de acumulación de la biomasa y el tratamiento de los residuos de cosecha. Este tipo de enfoque requiere que cada parámetro de entrada tenga su correspondiente dimensión espacial y temporal para luego asignarle a cada píxel el resultado de modelos alternativos. La determinación de esquemas de manejo a partir del análisis de la interrupción de la señal espectral, en combinación con algoritmos de conocimiento contextual, puede ser una demanda de investigación que mejore las estimaciones presentadas en esta tesis.

Publicaciones y divulgación de los resultados derivados de esta tesis

Partes de libro

Goya, J.F., Arturi, M.F., Sandoval, D.M., Pérez, C. y Frangi, J.L. (2016). Proyecto de Investigación Aplicada (PIA 10095). Estudio de la sustentabilidad ambiental de plantaciones de *Eucalyptus grandis* bajo diferentes condiciones de manejo en el noreste de Entre Ríos. En C.I. Llavallol (Ed.) *Investigación forestal 2011-2015: los proyectos de investigación aplicada*. Ministerio de Agroindustria. Unidad para el cambio rural – UCAR.

En revistas periódicas nacionales o internacionales

Sandoval López, D.M., Arturi, M.F., Goya, J.F., Pérez, C.A. y Frangi, J.L. (2018). *Eucalyptus grandis* plantations: effect of management on soil carbon and nutrient contents and yield. *Journal of Forestry Research*, 31, 601-611. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0850-z>

Dabadie, M., Pérez, C., Arturi, M., Goya, J. y Sandoval, M. (2018). Calibración del método de pérdida de peso por ignición para la estimación del carbono orgánico en Inceptisoles del NE de Entre Ríos. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 117(1), 157-162. <https://revistas.unlp.edu.ar/revagro/article/view/7330>

En actas de congresos y jornadas

Sandoval, M., Plaza Behr, M., Serra, C., Mijailof, J. y Derguy, M.R. (2021). Cambio climático y carbono: el rol del manejo forestal en escenarios futuros. XXIX Reunión Argentina de Ecología. San Miguel de Tucumán, Tucumán (modalidad virtual). Agosto 2021.

Sandoval, D.M.; Goya, J.F.; Arturi, M.F. y Pérez, C. (2019). La dinámica del carbono en plantaciones de *Eucalyptus grandis* como indicador de aspectos ambientales de la sustentabilidad. XXXIII Jornadas Forestales de Entre Ríos. II Jornada Industrial y Forestal de Federación. Federación, Entre Ríos. Septiembre 2019. Expositor.

Sandoval, DM; Arturi, M.F.; Goya, J.F. y Plaza Behr, M. (2017). Estimación de la edad de plantaciones de *Eucalyptus grandis* a partir de imágenes satelitales LANDSAT 8. XXXI Jornadas Forestales de Entre Ríos. Concordia, Entre Ríos. Octubre 2017.

Goya, J.F.; Arturi, M.F.; Sandoval, D.M.; Pérez, C. y Frangi, J.L. (2013). Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus grandis* sobre el contenido de C y N del suelo en el NE de Entre Ríos. 4to. Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Iguazú, Misiones. Septiembre 2013. Trabajo completo. Expositor.

Sandoval, D.M.; Goya, J.; Arturi, M.; Burns, S. y Pérez, C. (2012). Efecto de plantaciones de *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) sobre el contenido de carbono en suelos en el NE de la provincia de Entre Ríos. 15ª Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales – Facultad de Ciencias Forestales – EEA Montecarlo del INTA. Eldorado, Misiones. Junio 2012. Trabajo completo. Expositor.

Sandoval, D.M.; Goya, J.F.; Arturi, M.F. y Burns, S.L. (2012). Estimación de biomasa de *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) a través de imágenes satelitales LANDSAT. XXV Reunión Argentina de Ecología. Luján, Bs. As. Septiembre 2012.

Bibliografía

- Alcamo, J. (2001). Scenarios as tools for international environmental assessments. Environmental issue report No 24.
https://www.eea.europa.eu/publications/environmental_issue_report_2001_24/file
- Deng, X.; Guo, S.; Sun, L. y Chen, J. (2020). Identification of Short-Rotation *Eucalyptus* Plantation at Large Scale Using Multi-Satellite Imageries and Cloud Computing Platform. *Remote Sensing*, 12(13), 2153. <https://doi.org/10.3390/rs12132153>
- Derguy, M.R. (2019). *Clasificación ecológica para la República Argentina a partir del modelo de zonas de vida de Holdridge (1947, 1967): mapeo, caracterización y tendencias de cambio*. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo]
<http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/90454>
- Graciano, C., Goya, J., Arturi, M., Burns, S. y Pérez, C. (2015). Fertilización de *Eucalyptus grandis* en el NE de Entre Ríos: resultados al turno y algunas implicancias para el manejo de las plantaciones. XXIX Jornadas Forestales de Entre Ríos.
https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2015/TRABAJOS-JORNADAS-FORESTALES-2015_GRACIANO.pdf
- Hamunyela, E., Rosca, S., Mirt, A., Engle, E., Herold, M., Gieseke, F., y Verbesselt, J. (2020). Implementation of BFASTmonitor Algorithm on Google Earth Engine to Support Large-Area and Sub-Annual Change Monitoring Using Earth Observation Data. *Remote Sensing*, 12(18), 2953. <http://dx.doi.org/10.3390/rs12182953>
- Kennedy, R., Yang, Z., Gorelick, N., Braaten, J., Cavalcante, L., Cohen, W. y Healey, S. (2018). Implementation of the LandTrendr Algorithm on Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 10(5), 691. <https://doi.org/10.3390/rs10050691>
- Kennedy, R.E., Yang, Z. y Cohen, W.B. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr-Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114(12), 2897-2910. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>
- Peri, P., Maradei, D., Lupi, A., Tato Vázquez, C., Gyenge, J.; Gatica, G., Sandoval, M., y Gaute, M. (2022). Reporte Nacional. Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo con plantaciones forestales y otros usos de la tierra, en distintas regiones de Argentina.
<https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/12650>
- Sandoval, M., Plaza Behr, M., Serra, C., Mijailof, J. y Derguy, M.R. (2021). Cambio climático y carbono: el rol del manejo forestal en escenarios futuros. XXIX Reunión Argentina de Ecología.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G. y Culvenor, D. (2010). Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 106-115.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>