



UNIVERSIDAD NACIONAL DE MISIONES

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

INTEGRADORA FINAL

Ingeniería Forestal

Título

Almacenamiento y tiempo medio de residencia del carbono en la biomasa aérea del bosque nativo y plantaciones de *Pinus taeda L.* con diferentes manejos silviculturales en el NO de la provincia de Misiones, Argentina

Alumna

ABRANCHUK, María Florencia

Orientadora

PhD GATTI, María Genoveva

Co-orientador

PhD MARTIARENA, Rodolfo Andrés

Eldorado

Argentina

Noviembre de 2018

PREFACIO

Esta Integradora Final se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero Forestal de la Universidad Nacional de Misiones. La misma contiene los resultados obtenidos en los trabajos llevados a cabo en el ámbito de la Facultad de Ciencias Forestales durante el período comprendido entre el mes de MAYO del año 2016 y el mes NOVIEMBRE del año 2018, bajo la orientación de GATTI María Genoveva y co-orientación de MARTIARENA Rodolfo Andrés.

.....
ABRANCHUK, María Florencia

Ha sido defendida y aprobada el/...../....., mereciendo la calificación de(.....).

Siendo los evaluadores:

Nombre: _____

Firma: _____

Nombre: _____

Firma: _____

Nombre: _____

Firma: _____

Autora ABRANCHUK María Florencia: Estudiante de Ingeniería Forestal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones. Bertoni N°124, Eldorado, Misiones, Argentina. C.P. 3380. *Email:* florencia.abranchuk@gmail.com

Orientadora GATTI María Genoveva: Investigadora Adjunta, Instituto de Biología Subtropical (UNaM-CONICET), M. Bertoni N° 85-3370, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. C.P. 3370. Profesora Adjunta de la cátedra Integradora 1, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones. Bertoni N°124, Eldorado, Misiones, Argentina. C.P. 3380. *Email:* genoveva.gatti@conicet.gov.ar

Co-orientador MARTIARENA Rodolfo Andrés: Investigador de la EEA Montecarlo del INTA. Av. Libertador 2472, Montecarlo, Misiones, Argentina. C.P. 3384. *Email:* martiarena.rodolfo@inta.gob.ar

ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN	8
SUMMARY	9
1. INTRODUCCIÓN	10
1.1. Hipótesis.....	14
1.2. Objetivo general.....	14
1.3. Objetivos específicos.....	14
2. MATERIALES Y MÉTODOS	15
2.1. Origen de la información.....	15
2.2. Área de estudio.....	17
2.3. Caracterización de la estructura y composición vegetal.....	18
2.4. Estimación de biomasa y carbono.....	18
2.5. Estimación del tiempo medio de residencia.....	21
2.6. Análisis estadísticos.....	22
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
3.1. Estructura y composición vegetal en bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i>	22
3.2. Bosque nativo: estructura, diversidad y composición.....	28
3.3. Carbono almacenado en bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i>	29
3.3.1. Bosque nativo.....	31
3.3.2. Plantaciones forestales.....	32
3.3.3. Tiempo medio de residencia del carbono en el bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i>	34
3.3.4. Tiempo medio de residencia del carbono en productos maderables.....	36
4. CONCLUSIONES	41
5. AGRADECIMIENTOS	42
6. BIBLIOGRAFÍA	43
7. ANEXOS	53

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de las plantaciones de <i>Pinus taeda</i> con diferentes sistemas de manejo silvicultural utilizadas en el presente estudio, en el NO de Misiones, Argentina. Se indica además la fuente de datos.....	16
Tabla 2. Sitios de estudio de bosque nativo en el NO de Misiones (Argentina) y origen de los datos.	16
Tabla 3. Parámetros de la ecuación de biomasa (3) de cada compartimento para plantaciones de <i>Pinus taeda</i> con diferentes sistemas de manejo silvicultural en el NO de Misiones (Argentina). Tabla tomada de MARTIARENA (2008).	20
Tabla 4. Parámetros considerados en los productos comerciales obtenidos de plantaciones de <i>Pinus taeda</i> con diferentes sistemas de manejo silvicultural en el NO de Misiones, Argentina. .	22
Tabla 5. Parámetros estructurales de sitios de estudio de bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo silvicultural en el NO de Misiones, Argentina. Se muestra la media (\pm error estándar) para cada variable.	23
Tabla 6. Comparación estadística de variables estructurales entre sistemas, test estadísticos aplicados, p-valor y resultados de contrastes a posteriori. Letras distintas indican diferencias estadísticas entre sistemas para una misma variable.	24
Tabla 7. Desvío estándar de la altura total de los individuos del bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina. Se muestra su comparación estadística, p-valor y contraste a posteriori. Letras distintas indican diferencias estadísticas entre sistemas.	27
Tabla 8. Almacenamiento de C en bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina. ANOVA test del tipo LSD Fisher (Alfa=0,05).....	30
Tabla 9. Contenido de biomasa aérea y carbono en sitios de estudio de bosque nativo del NO de Misiones, Argentina.	32
Tabla 10. Contenido de biomasa aérea y carbono en sitios de estudio de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.	33

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa con la ubicación de los sitios estudio en plantaciones de *Pinus taeda* y bosque nativo en el NO de la provincia de Misiones (Argentina), indicando la fuente de datos.....**17**

TABLA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Distribución de frecuencias de diámetro del tallo de los individuos arbóreos > 5 cm DAP en bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.	25
Gráfico 2. Distribución de frecuencias de altura total de los individuos arbóreos > 5 cm DAP en bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.	26
Gráfico 3. Distribución de los individuos relevados en sitios de bosque nativo en el NO de Misiones (Argentina) en grupos ecológicos de acuerdo a su especie.	29
Gráfico 4. Almacenamiento promedio de carbono en sitios de bosque nativo (BN) y plantaciones de <i>P. taeda</i> (FO) con distinto tratamiento silvícola en el NO de Misiones (Argentina).	30
Gráfico 5. Almacenamiento de carbono en sitios de bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes manejos silviculturales en el NO de Misiones, Argentina.	31
Gráfico 6. Contenido de carbono en un horizonte de 60 años del bosque nativo y plantaciones de <i>P. taeda</i> con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.	34
Gráfico 7. Stock de carbono almacenado en un período de 60 años en la biomasa aérea de los sistemas estudiados y sus tipos de productos comerciales en el NO de Misiones, Argentina.	37
Gráfico 8. Contenido de carbono en plantación de <i>P. taeda</i> con turno de 13 años, sin tratamiento de raleos (S1) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).	38
Gráfico 9. Contenido de carbono en plantación de <i>P. taeda</i> con turno de 20 años, tratamiento de intensidad de raleo del 0 % (S2) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).	38
Gráfico 10. Contenido de carbono en plantación de <i>P. taeda</i> con turno de 20 años, tratamiento de intensidad de raleo del 33 % (S3) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).	39
Gráfico 11. Contenido de carbono en plantación de <i>P. taeda</i> con turno de 20 años, tratamiento de intensidad de raleo del 66 % (S4) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).	39

RESUMEN

Las emisiones de CO₂ son una creciente preocupación mundial de las últimas décadas, mientras que los bosques son potenciales fuentes de almacenamiento de carbono en su biomasa. El objetivo de este estudio fue evaluar el almacenamiento de carbono en la biomasa viva aérea de bosques nativos e implantados, y estimar el tiempo medio de residencia del carbono tanto en la biomasa, como en los productos de madera cosechada de plantaciones de *Pinus taeda*. Se utilizaron datos de inventario de 7 parcelas de bosque nativo bien conservado, y un total de 13 parcelas de *P. taeda*, incluyendo diferente manejo silvícola: sin raleo y turno de rotación de 13 años, y con tres intensidades de raleo (0, 33 y 66 %) y turno de 20 años. Se estudió la composición y estructura, y se estimó la biomasa a partir de ecuaciones alométricas. Se evaluó el tiempo de residencia del carbono en un horizonte de 60 años, estimando la cantidad y tipo de productos de cada sistema silvícola mediante el uso de un simulador. Se observó una mayor complejidad estructural en el bosque nativo, pero ésta no se reflejó en un mayor almacenamiento de carbono en la biomasa aérea. Hubo diferencias significativas entre el bosque nativo y las plantaciones de acuerdo al manejo aplicado. Las plantaciones con raleos al 33% resultaron las más apropiadas para la captura de C a lo largo del tiempo, debido a que gran parte de la biomasa es destinada a productos aserrables/laminables que cuentan con una mayor vida útil.

Palabras clave: carbono, biomasa aérea, ecuaciones alométricas, *Pinus taeda*.

SUMMARY

CO₂ emissions are a growing global concern in recent decades, while forests are potential sources of carbon storage in their biomass. The objective of this study was to evaluate the carbon storage in aboveground living biomass of native and implanted forests, and to estimate the average carbon residence time both in the biomass and in the wood products harvested from *Pinus taeda* plantations. Inventory data were used from 7 plots of well-preserved native forest, and a total of 13 plots of *P. taeda*, including different silvicultural management: no thinning and 13-year rotation turn, and with three thinning intensities (0, 33 and 66%) and 20-year rotation. Composition and structure were studied, and biomass was estimated from allometric equations. Carbon residence time was evaluated over a 60 year horizon, estimating the quantity and type of products from each silvicultural system using a simulator. A greater structural complexity was observed in the native forest, but this was not reflected in greater carbon storage in the aboveground biomass. There were significant differences between the native forest and the plantations according to the management applied. The plantations with thinnings at 33% were the most appropriate for the capture of C over time, because much of the biomass is destined to sawn/laminated products that have a longer useful life.

Key words: carbon, aboveground biomass, allometric equations, *Pinus taeda*.

1. INTRODUCCIÓN

La cuantificación y el monitoreo de la biomasa en la vegetación de los ecosistemas forestales es fundamental para estimar el carbono (C) almacenado y la tasa anual de fijación de dióxido de carbono (CO₂), lo cual tiene gran relevancia para la mitigación del cambio climático (CIFUENTES, 2010; CUENCA *et al.*, 2014). Los bosques del mundo son los ecosistemas que más capturan y conservan carbono respecto de los restantes ecosistemas terrestres y participan con el 90 % del flujo anual de carbono entre la atmósfera y el suelo (BROWN *et al.*, 1993; DIXON *et al.*, 1994).

La captura de C varía según la ubicación geográfica del recurso, la composición del bosque, la tasa de crecimiento de las especies, la densidad básica de la madera y la edad (GATES *et al.*, 1983). El stock de carbono en los bosques tropicales y subtropicales es 2,5 veces superior al carbono almacenado en los bosques templados (MALHI *et al.*, 1999). Los bosques boreales almacenan un volumen mayor, sin embargo, el 85 % está alojado en el suelo, mientras que, en los bosques tropicales, el 55 % del carbono almacenado en el ecosistema se encuentra en la biomasa vegetal (IPCC, 2000), distribuido 70 % en la parte aérea y 30 % en las raíces (MALHI *et al.*, 1999).

La capacidad de almacenamiento de carbono en los bosques tropicales y subtropicales depende principalmente de su estructura, pero también, de su composición (BAKER *et al.*, 2004; CHAVE *et al.*, 2005). Se entiende por complejidad estructural a la estratificación vertical y variabilidad diamétrica de los árboles. Se ha observado una alta variación espacial en cuanto a la biomasa, por lo que se han realizado numerosos estudios evaluando qué atributos de la estructura, la composición o la complejidad estructural serían los principales determinantes de esta heterogeneidad (BAKER *et al.*, 2004; SAATCHI *et al.*, 2007; ALVES *et al.*, 2010).

En bosques tropicales se ha visto que la biomasa aérea varía con el desarrollo vertical de la vegetación (ASNER *et al.*, 2009), mientras que los árboles más grandes (aquellos cuyo DAP son mayores a 70 cm) representan un gran reservorio de carbono en relación a su densidad. Esto quiere decir que algunos individuos de baja densidad, almacenan una proporción de la biomasa total comparativamente mayor que otros individuos más abundantes (FAUSET *et al.*, 2015). Por ejemplo, en Amazonas, en el 1,5 % de los individuos se encuentra almacenada el 25,1 % de la biomasa aérea. Esto implica, por un lado, que un disturbio que afecte la densidad y persistencia de los grandes árboles, puede producir un importante impacto en la biomasa aérea del bosque (SLIK *et al.*, 2013) así como sugiere que la complejidad estructural puede afectar el almacenamiento de C en un determinado tipo de bosque.

La protección de los bosques genera diversos beneficios como la conservación de la biodiversidad, la protección de suelos, la correcta gestión del agua, ayuda a reducir la

contaminación del aire, entre otros. Además, si el tiempo medio de residencia del carbono en el tejido vegetal es largo (equivalente al promedio de vida del árbol, es decir entre 60 y 200 años), se habla de un proceso biológico de captura de carbono durante ese tiempo (SCHLESINGER, 1997; VIEIRA *et al.*, 2005; BÖTTCHER *et al.*, 2012). Una forma de cuantificar esto es considerar el tiempo medio de residencia del C, es decir cuánto tiempo permanece en promedio una molécula de C en su reservorio (EPA, 2009).

Un factor importante para determinar los flujos netos de C a la atmósfera son los cambios en el uso del suelo (JENNY, 1941), los que están asociados a cambios drásticos en los contenidos de carbono en los distintos reservorios. En los últimos años, la selva subtropical de Misiones ha sido reemplazada, en parte, por plantaciones forestales, contando actualmente con 419.008 ha forestadas, donde el 81,87 % pertenece al género *Pinus* (SUBSECRETARIA DE DESARROLLO FORESTAL DE MISIONES, 2016). Si bien el interés por la cantidad de carbono secuestrado por las forestaciones está en crecimiento, poco se conoce aún sobre el efecto del reemplazo del bosque nativo por éstas, en particular en cuanto a la capacidad de almacenamiento de carbono y al tiempo medio de residencia del mismo en la vegetación viva de la plantación, así como en los diferentes productos obtenidos de las mismas.

Algunos estudios afirman que la conversión de bosques longevos (con altas reservas de C y bajas tasas de fijación de C) en plantaciones jóvenes de rápido crecimiento (con alta retención de C), tiene un impacto negativo en el balance neto de gases de efecto invernadero, ya que la gran pérdida inicial de carbono no puede ser compensada por la fijación adicional de carbono en la plantación en crecimiento y en los productos de madera cosechada. (HARMON *et al.*, 1990; KURZ *et al.*, 1998; SCHULZE *et al.*, 2000). En la mayoría de los casos, los bosques primarios que no han sido alterados contienen reservas de carbono significativamente mayores que los bosques manejados o plantaciones, en particular aquellas de rotación corta (CANNELL, 1995). Se estima que el tiempo medio de residencia del carbono en la biomasa forestal de bosques tropicales sin manejo oscila entre 50 y 100 años (VIEIRA *et al.*, 2005).

Las especies de rápido crecimiento que son utilizadas generalmente en la producción de madera, como el pino (*Pinus sp.*), suelen alcanzar su nivel máximo de biomasa relativamente rápido, mientras que, las especies de crecimiento lento pueden requerir más tiempo, pero tienen un valor máximo más alto en el almacenamiento de carbono (BAUHUS *et al.*, 2010). Sin embargo, las plantaciones forestales siguen siendo propuestas como una de las estrategias para incrementar las tasas de captura de carbono de manera rápida y eficiente (FAO, 2010). Las plantaciones jóvenes, en pleno crecimiento, capturan CO₂ a tasas muy elevadas y lo almacenan en la biomasa;

en tanto, en plantaciones maduras, existe un equilibrio entre la captura y emisión (BIRDSEY, 1992).

Por lo general, las plantaciones de *Pinus taeda* almacenan C en su biomasa hasta la edad de turno de rotación (13, 15, 20, 25 años, según su destino comercial). Factores como la longitud de la rotación (es decir, el tiempo desde el establecimiento del rodal hasta la cosecha), el manejo de los residuos y la aplicación de silvicultura intensiva, junto con un mejoramiento de la gestión de los recursos, pueden también afectar la capacidad potencial de captura de C de estos bosques implantados (FAO, 2001; PUSSINEN *et al.*, 2002). En Misiones, por ejemplo, se demostró que el manejo de la densidad mediante los raleos a mayor intensidad, disminuyen la biomasa aérea total, y, por lo tanto, el C almacenado al final del ciclo (MARTIARENA *et al.*, 2011). A su vez, en estos mismos sistemas, se vio también modificaciones en los patrones de acumulación de carbono en el rodal, disminuyendo la asignación de C en el fuste a expensas de grandes copas (PINAZO *et al.*, 2007).

En cuanto a longitudes de rotación más largas, se vio que aumentan las reservas de C en la biomasa arbórea pero no necesariamente en el suelo ni en productos de madera, lo que cambiaría el balance del C en todo el sistema (LISKI *et al.*, 2001; HARMON y MARKS, 2002; PUSSINEN *et al.*, 2002; KAIPAINEN *et al.*, 2004). Además, a comparación con otras especies, las plantaciones del género *Pinus* causan una disminución en el contenido de carbono del suelo, y esto se podría traducir en una menor fertilidad y productividad a largo plazo en algunos lugares (BERTHRONG *et al.*, 2009).

Para realizar un balance del carbono en el sector forestal, es oportuno incluir no sólo a los árboles como recurso forestal, sino también a los productos de madera cosechada de estos árboles, tal como se ha realizado en varios estudios previos (MARLAND y SCHLAMADINGER, 1997; LISKI *et al.*, 2001; NABUURS *et al.*, 2007; BÖTTCHER *et al.*, 2012). Se llama productos de madera cosechada a todo material de madera (incluida la corteza) que abandona los sitios de recolección para un determinado destino (IPCC, 2006). De esta manera, el tiempo medio de residencia del C en los productos está ligado a su vida útil, es decir, al tiempo medio de uso de los mismos (LIZARRALDE *et al.*, 2008), por lo tanto, considerar el tiempo que el C queda secuestrado en estos productos puede cambiar el balance de C de una determinada plantación. Estos productos, también llamados productos maderables o PMR (productos de madera recolectada) son considerados por IPCC (2006) como el sexto componente que actúa como reservorio de C y que puede ser considerado al evaluar el almacenamiento de C en las plantaciones forestales, al igual que la biomasa aérea, subterránea, materia orgánica muerta, hojarasca y el suelo.

El tiempo medio de residencia del C en los PMR puede variar ampliamente dependiendo del tipo de producto, que se relaciona con su vida útil y por lo tanto con el tiempo medio de uso de los mismos. El carbono almacenado en la madera cosechada, destinada a ser utilizada como madera laminada, aserrada y tableros, que en gran medida se utiliza en construcciones permanentes, está contenido en estos materiales durante varias décadas. Por ejemplo, en madera de uso estructural para viviendas puede quedar almacenado por un promedio de 50 años y en muebles por 30 años (LIZARRALDE *et al.*, 2008). Otros productos, como la leña y el papel, almacenan el carbono a lo sumo durante unos pocos años. Entonces el efecto de la longitud de rotación sobre las reservas de carbono en los productos de madera cosechada depende tanto de la cantidad como de la calidad de la madera cosechada (KAIPAINEN *et al.*, 2004). Si bien una rotación más larga podría reducir el rendimiento cosechado por hectáreas debido a las pérdidas por mortalidad natural, la cantidad promedio de las reservas de carbono de los productos madereros podría mantenerse estable o incluso aumentar. Esto es porque el tiempo medio de residencia del carbono en los productos aumenta cuando es mayor la proporción de los productos de madera que procede de madera de mayor tamaño con una vida útil más larga (BAUHUS *et al.*, 2010).

El noroeste de la provincia de Misiones, en Argentina, es la principal zona de plantaciones de pino de la región, debido a la cercanía con industrias que procesan la madera proveniente de dichas plantaciones. La producción de estos establecimientos es principalmente celulosa, papel, bioenergía (producción de pellets), madera aserrada y laminada (IZURIETA, 2004). Según el tipo de materia prima demandada por estas industrias, las plantaciones de pino tienen distintos manejos silviculturales. Por ejemplo, para la obtención de celulosa, papel y bioenergía se utilizan rollizos de plantaciones sin raleos con altas densidades (mayores a 1100 pl ha^{-1}) y de longitud de rotación corta (entre 10 y 15 años); también se utilizan los rollizos provenientes del primer y segundo raleo de plantaciones de menor densidad con una rotación más larga (COZZO, 1995). Por otro lado, para madera aserrada y laminada se requieren rollos de mayores diámetros (más de 16 cm de diámetro en punta fina), por lo que los mismos provienen de plantaciones con una longitud de rotación mayor, aproximadamente 20 años o más, y con manejos silviculturales adecuados que pueden incluir podas y raleos a distintas intensidades (NUTTO *et al.*, 2006). De estos rollos de mayor dimensión, aproximadamente el 46% del mismo es utilizado por la industria de la madera sólida (principalmente para aserrado y para la elaboración de productos que tienen como materia prima la madera aserrada), mientras que el resto del rollo suele ser triturado para la generación de energía por biomasa o suelen venderse a las industrias celulósicas (CAPELLO, 2011).

Asimismo, la provincia de Misiones cuenta además con 233.083 ha de bosque nativo primario en categoría I-Rojo (MISIONES ON LINE, 2017, junio 28), destinadas exclusivamente

a conservación y concentrada mayormente en el norte de la provincia. De esta manera, dicho paisaje representa una muy buena oportunidad para realizar estudios comparativos sobre la capacidad de almacenamiento de C de los distintos sistemas, no sólo bosque nativo y plantaciones de *Pinus* sp., si no también considerando los distintos tipos de plantaciones y el destino de sus productos. En este contexto se formulan dos hipótesis principales y sus correspondientes predicciones, las cuales se enuncian a continuación.

1.1. Hipótesis

- La complejidad estructural de la vegetación aumenta la capacidad de un ecosistema para almacenar carbono en la biomasa arbórea aérea. Por lo tanto, se espera que el componente arbóreo de los bosques nativos primarios en buen estado de conservación almacene más carbono en la biomasa aérea que las distintas plantaciones de *P. taeda* en edad de turno de rotación, ya que presentan una mayor complejidad estructural.
- Los tipos de productos obtenidos podrían modificar la importancia de las plantaciones forestales como reservorios de C a lo largo del tiempo. Es por ello que se espera que aumente el potencial de las plantaciones de *P. taeda* como reservorios de C al considerar los productos de madera recolectada (PMR).

1.2. Objetivo general

Evaluar el almacenamiento de carbono y el tiempo medio de residencia de éste en el componente arbóreo aéreo de bosques nativos primarios y plantaciones de *Pinus taeda* con diferentes manejos silviculturales considerando los PMR.

1.3. Objetivos específicos

- Estimar y comparar la biomasa y el carbono almacenado en el componente aéreo (fuste, ramas y copa) de plantaciones de *P. taeda* con diferente manejo silvicultural y bosques nativos mediante ecuaciones alométricas;
- Evaluar los PMR de las plantaciones de *P. taeda* y estimar el tiempo medio de residencia del C en esos productos según su vida útil;
- Determinar la magnitud de los reservorios de C considerando el C almacenado en la vegetación viva, así como en los PMR.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Origen de la información

A los fines de este estudio, los datos se obtuvieron de dos tipos de fuentes. Por un lado, se obtuvieron datos de muestreos a campo en plantaciones de *Pinus taeda* y bosque nativo realizados por la autora del presente trabajo. Por otro lado, estos datos de campo fueron complementados con datos preexistentes de plantaciones de *P. taeda* (**Tabla 1**) y bosque nativo (**Tabla 2**).

Con los datos de campo se realizó una muestra no probabilística en un total de 9 parcelas, de las cuales 5 fueron réplicas para el bosque nativo y 4 para las plantaciones. Los sitios de bosque nativo primario se encontraban en buen estado de conservación de la estructura arbórea. Los datos de las plantaciones se obtuvieron de 4 rodales independientes, en edad de cosecha (13 años) y sin tratamiento de raleo, pertenecientes a la empresa Arauco Argentina S.A. A este tipo de rodales se los designó como sistema de manejo “S1”. En ambos ambientes, se establecieron parcelas rectangulares de 5 x 60 m (300 m²), ya que de esta forma se lograba registrar la heterogeneidad espacial de cada sistema y, además, cada réplica estuvo separada por al menos 1 km de distancia para garantizar independencia entre sitios.

Los datos preexistentes de plantaciones de *P. taeda* que fueron utilizados en este estudio fueron proporcionados por el Ph. D. Rodolfo A. Martiarena y tomados con oportunidad de su tesis de maestría (MARTIARENA, 2008). Los mismos corresponden a 9 parcelas de plantaciones de *P. taeda* de 20 años de edad. Estas 9 parcelas fueron sometidas a un raleo inicial a los 6 años de edad con la misma intensidad. A los 8 años de edad se instaló un ensayo de intensidad y oportunidad de raleo en donde se aplicaron diferentes tratamientos de intensidad de raleo. Las 9 parcelas se dividieron en grupos de 3 parcelas y a cada grupo se le asignó un tratamiento diferente: S2, tratamiento testigo con intensidad de raleo del 0 %; S3, con intensidad del 33 % y S4 con intensidad del 66 % del área basal remanente con oportunidad de intervención cada cuatro años. La superficie de las parcelas de medición fue de 806 m², determinada en función de la mayor intensidad de raleo considerando contar con un número suficiente de árboles al final del turno.

En cuanto a los datos preexistentes de bosque nativo, los mismos corresponden a datos de inventario de bosque brindados por la Ph. D. María Genoveva Gatti, los cuales fueron tomados en dos parcelas de 300 m² en la reserva San Jorge en el marco del proyecto PIP 0767 del CONICET y de la tesis doctoral de la Ph. D. Silvia C. Zaninovich (ZANINOVICH, 2017a). Estos datos también corresponden a un bosque nativo en buen estado de conservación de la estructura arbórea y fueron tomados en la Reserva San Jorge de la empresa Arauco Argentina S.A.

Tabla 1. Descripción de las plantaciones de *Pinus taeda* con diferentes sistemas de manejo silvicultural utilizadas en el presente estudio, en el NO de Misiones, Argentina. Se indica además la fuente de datos.

Parcelas	Lugar	SM	TR (años)	IR (%)	Fuente
FO1	Wanda				
FO2	Wanda				
FO3	Pto. Libertad	S1	13	0	Este trabajo
FO4	Pto. Libertad				
FO5					
FO6	Wanda	S2	20	0 ⁽¹⁾	
FO7					Martiarena, 2008
FO8					
FO9	Wanda	S3	20	33	Martiarena, 2008
FO10					
FO11					
FO12	Wanda	S4	20	66	Martiarena, 2008
FO13					

Referencias. SM: sistema de manejo; TR: turno de rotación; IR: intensidad de raleo; ⁽¹⁾ Tratamiento testigo, raleado a los 6 años previo a la instalación de ensayos de intensidad de raleo.

Tabla 2. Sitios de estudio de bosque nativo en el NO de Misiones (Argentina) y origen de los datos.

Parcelas	Lugar	Fuente
BN 1	Reserva San Jorge	
BN 2	Reserva San Jorge	
BN 3	Parque Provincial Urugua-í	Este trabajo
BN 4	Parque Nacional Iguazú (Palmital "el Cruce")	
BN 5	Parque Nacional Iguazú (Sendero Macuco)	
BN 6	Reserva San Jorge	Zaninovich, 2017 a
BN 7	Reserva San Jorge	

2.2. Área de estudio

La totalidad de parcelas evaluadas se localizaban en el noroeste (NO) de la provincia de Misiones (Argentina), cercanas a las localidades de Iguazú, Wanda, Puerto Libertad y Comandante Andresito (**Figura 1**).

La temperatura media anual de la región es de 20 °C, la amplitud térmica media anual es de 11 °C y las lluvias oscilan desde 1600 a 2000 mm anuales. Se registran 1,7 a 3,9 heladas por año en las áreas cercanas a los grandes ríos y 9,1 a más heladas por año en las zonas más altas (INTA, 1990).

El paisaje de la zona cuenta con lomadas con pendientes medias menores del 5% (LIEGER, 1999), cuyos suelos son conocidos localmente como rojos profundos y pertenecen taxonómicamente a los grupos Alfisoles y Ultisoles (SOIL TAXONOMY, 1999). Fitogeográficamente, la vegetación pertenece al distrito de las selvas mixtas de la Provincia Paranaense (CABRERA, 1994).

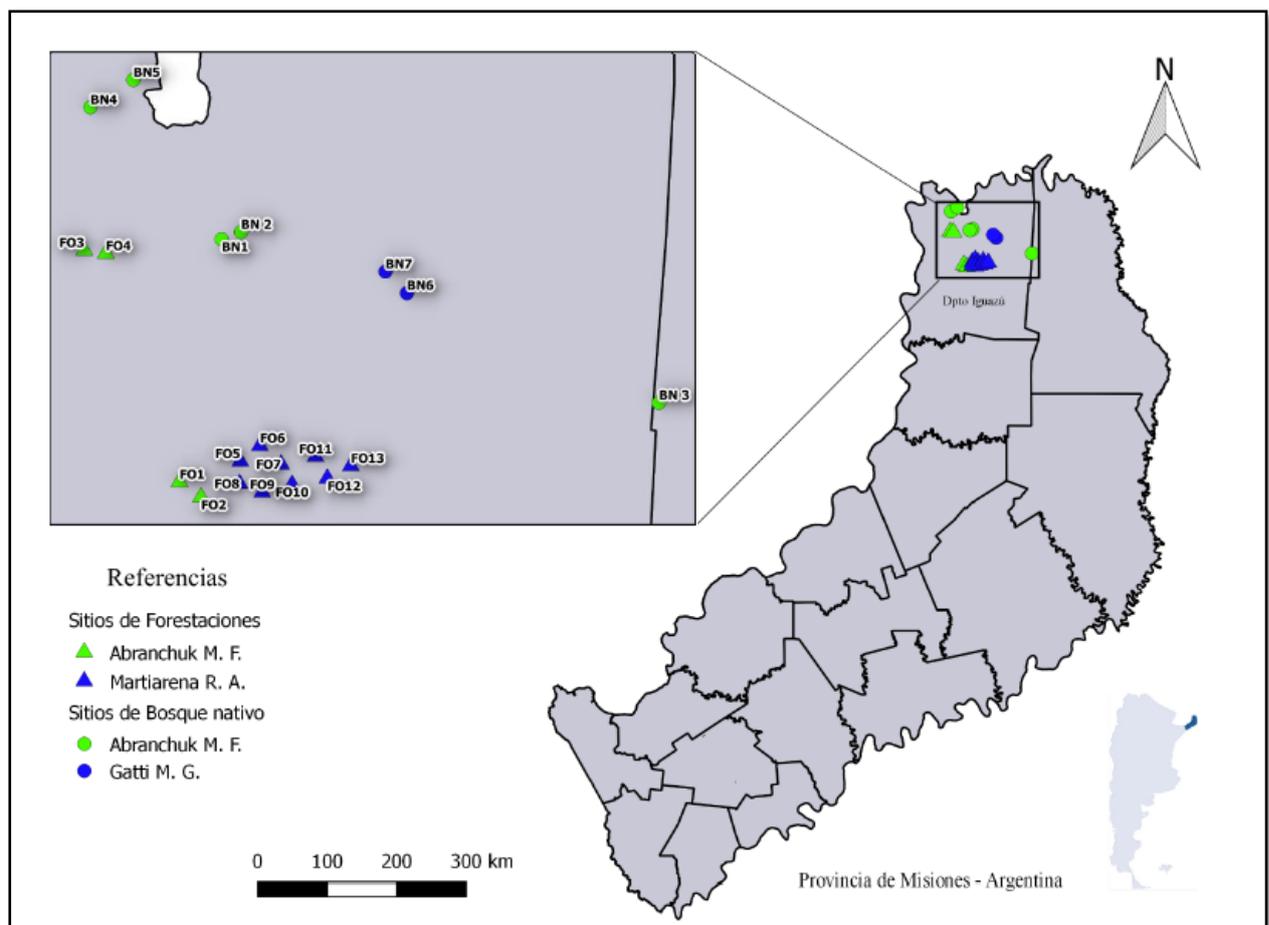


Figura 1. Mapa con la ubicación de los sitios estudio en plantaciones de *Pinus taeda* y bosque nativo en el NO de la provincia de Misiones (Argentina), indicando la fuente de datos.

2.3. Caracterización de la estructura y composición vegetal

En las parcelas de bosque nativo se realizó un inventario del componente arbóreo y de las palmeras, identificando los individuos a nivel específico y midiendo la circunferencia y altura total (Ht) de todos aquellos con diámetro del tronco a la altura de pecho (DAP) mayor a 5 cm. Se utilizó una cinta métrica para medir la circunferencia a la altura de 1,3 m, a partir de la cual se calculó el diámetro del fuste. Una vez obtenidos los datos del inventario, se procedió a realizar la descripción del bosque nativo a través de su estructura, composición y diversidad. Para conocer la densidad de árboles se contaron todos los individuos presentes en cada parcela, de la misma manera se obtuvo la riqueza, pero contabilizando el número de especies.

El área basal se determinó a partir de la sumatoria de todas las secciones transversales de los individuos por parcela. Posteriormente, para la densidad y el área basal, el resultado se extrapoló a hectáreas, para efectuar la comparación correspondiente con otros estudios. En cuanto a la estructura horizontal, se describió la distribución diamétrica, agrupando los individuos por clase diamétrica (cada 5 cm) a través de la frecuencia con que se presentaron en cada clase. Para describir la estructura vertical se determinó la distribución altimétrica, agrupando los individuos por clase de altura (cada 3 m) a través de la frecuencia con que se presentaron en cada clase. La diversidad se calculó mediante el índice de Shannon-Wiener y también se clasificaron las especies en grupos ecológicos siguiendo la clasificación propuesta por SWAINE y WHITMORE (1988) para evaluar el estado del bosque nativo según la predominancia de especies.

En las parcelas muestreadas de las forestaciones se obtuvieron los datos de inventario de la misma manera que en el bosque nativo y se calculó la estructura horizontal (densidad, área basal y distribución diamétrica) y vertical con los mismos procedimientos que para el bosque nativo (explicados en el párrafo anterior). La estructura vertical se utilizó como indicador de la heterogeneidad vertical respectivamente, tanto para el bosque nativo como para las plantaciones de pino. Para esto, se calculó el desvío estándar de las alturas de los individuos presentes en cada parcela.

2.4. Estimación de biomasa y carbono

La cuantificación de la biomasa se realizó a partir de ecuaciones alométricas que permitieron hacer las estimaciones correspondientes a partir de las variables DAP y Ht. Se optó por estos modelos matemáticos por ser un método no destructivo y extrapolable o comparable con situaciones de crecimiento en ecosistemas similares.

Para el bosque nativo se utilizó la ecuación (1) descrita por CHAVE *et al.* (2005) y validada por VIEIRA *et al.* (2008) como el mejor modelo para estimar la biomasa aérea de árboles (AGB, del inglés Aboveground biomass) en el Bosque Atlántico.

$$AGB (Kg) = \exp(-2,977 + \ln(\rho \times D^2 \times h)) \quad (1)$$

Donde: AGB es la biomasa aérea en Kg; ρ es la densidad básica de la madera (g/cm^3); D es el diámetro del fuste (cm) a 1,3 m de altura y h es la altura total (m) del individuo.

El valor obtenido luego fue transformado a Mg, se relativizó a la superficie haciendo la sumatoria del AGB de todos los individuos por parcela y extrapolando a ha^{-1} . Para esta estimación se consideraron todos los árboles vivos en pie, y corresponde a la biomasa viva sobre el suelo (es decir, no considera la biomasa de raíces de los árboles vivos).

Los valores de densidad de madera utilizados en (1) fueron obtenidos de la bibliografía. Como primera opción se buscó la información en la base de datos del INTI-CITEMA (2007). Para las especies que no figuraban en ésta, se procedió a utilizar una base de datos más general presentada por CHAVE *et al.* (2006). Y en caso de que no se encontraran en esta última, se buscó la densidad para el género o en su defecto para la familia, dado que existe una asociación de la densidad y los taxones (CHAVE *et al.*, 2006).

Para las palmeras se consideró la función (2) desarrollada por FRANGI y LUGO (1985) para estos individuos en bosques húmedos subtropicales:

$$AGB (Kg) = 10 + 6,4 h \quad (2)$$

Donde AGB es la biomasa aérea en Kg y h es la altura total del individuo en m.

Con los valores obtenidos de la biomasa de palmeras a nivel individual se procedió a convertir la unidad en Mg y extrapolar la sumatoria del AGB de todos los individuos de la parcela a ha^{-1} , tal como se realizó con los árboles. Luego, a este resultado, se sumó a la biomasa de árboles para obtener el valor total de biomasa viva sobre el suelo correspondiente al sistema de bosque nativo.

En las plantaciones de *P. taeda* se usó el modelo ajustado por MARTIARENA (2008), en su tesis de maestría, para todos los sitios de plantaciones evaluados en este trabajo. Se aplicó la Ecuación (3) para cada compartimento con el coeficiente de corrección K sugerido por BASKERVILLE (1972) para lograr estimaciones más exactas. Luego con la sumatoria de cada uno de los compartimentos se obtuvo la biomasa aérea (Kg) a nivel de árbol individual que posteriormente se transformó a Mg; después se realizó la sumatoria de todos los individuos por unidad de superficie y se extrapoló a ha^{-1} (**Tabla 3**).

$$AGB (Kg) = [exp (a + b \times \ln D)] \times K \quad (3)$$

Donde: AGB es la biomasa aérea en Kg; a y b son los parámetros de las ecuaciones de cada compartimento descriptos en la **Tabla 3**, D es el diámetro del fuste (cm) a 1,3 m de altura y K el coeficiente de corrección según BASKERVILLE (1972).

Tabla 3. Parámetros de la ecuación de biomasa (3) de cada compartimento para plantaciones de *Pinus taeda* con diferentes sistemas de manejo silvicultural en el NO de Misiones (Argentina). Tabla tomada de MARTIARENA (2008).

Compartimento	a	b	ES Est. ⁽¹⁾	R ²	F	P	K ⁽²⁾
Hojas	-9,6481	3,5655	0,4665	0,81	190,00	< 0,05	1,1088
Ramas < 5 cm	-5,7700	2,7573	0,3499	0,82	211,97	< 0,05	1,0612
Ramas > 5 cm	-13,0575	4,5241	0,7162	0,74	107,48	< 0,05	1,2565
Ramas secas	-3,2261	1,8385	0,4283	0,57	52,95	< 0,05	1,0917
Conos	-14,2866	4,4554	0,6885	0,70	95,90	< 0,05	1,2370
Fuste sin corteza	-1,3917	2,1390	0,1814	0,91	452,43	< 0,05	1,0164
Corteza	-3,2550	1,9230	0,2167	0,85	256,07	< 0,05	1,0235

Referencias. ⁽¹⁾ Error estándar de estimación; ⁽²⁾ Coeficiente de corrección K según Baskerville (1972).

Una vez obtenida la biomasa aérea, se multiplicó por el factor 0,50 y se transformó a contenido de carbono; este factor corresponde a la fracción de carbono (%) en la biomasa seca de la madera de acuerdo con GAYOSO *et al.* (2002), FIGUEROA-NAVARRO *et al.* (2005) e IPCC (2007).

Con la información obtenida en bosque nativo se procedió, también, a identificar las especies nativas arbóreas que mayor carbono almacenan en su biomasa aérea. Para esto, se tomaron todos los datos de las parcelas de bosque nativo y los resultados de las ecuaciones alométricas descriptas anteriormente para esta situación. Se comparó la cantidad de individuos por hectárea y la proporción de biomasa almacenada por especie, así como por grupo de especies definidas en cuanto a su porte máximo (DAP y Ht) y la densidad de la madera. A partir de esto se identificaron las 10 especies nativas a la que pertenecían aquellos ejemplares con mayor biomasa. También se realizó un ajuste lineal entre el almacenamiento de C de las especies y su porte (DAP y Ht promedio).

2.5. Estimación del tiempo medio de residencia

El tiempo medio de residencia del carbono en la biomasa de ambos sistemas (bosque nativo y pinar) se obtuvo mediante una estimación temporal del carbono almacenado en la biomasa viva de los árboles, estableciendo un horizonte de estudio de 60 años.

Para el bosque nativo se tuvo en cuenta el contenido de C calculado para esta situación y se tomó como edad media de árboles 130 años, esto fue determinado a partir de diferentes documentos donde se estima la esperanza de vida promedio de los individuos arbóreos similares a los estudiados en bosques tropicales y subtropicales (BONINSEGNA *et al.*, 1989; MARTINEZ-RAMOS y ALVAREZ-BUYLLA, 1998; MALHI *et al.*, 2004; LAURANCE *et al.*, 2004).

En las plantaciones bajo estudio se consideró el C almacenado desde el inicio de la plantación hasta la edad de turno de rotación, utilizando la ecuación y los datos preexistentes de dimensión de los individuos de los años 6, 8, 12, 16 y 20, obtenidos de MARTIARENA (2008) e interpolando los años restantes. Teniendo en cuenta que las plantaciones forestales tienen un fin productivo, y se elaboran productos con la biomasa de las plantaciones, se incorporó al período de estudio, la vida útil de los productos obtenidos de las mismas según el destino comercial, tanto de la plantación al final del turno, como de los raleos. Para ello se asignó un período de vida útil en años a los distintos productos a partir de la bibliografía de SKOG y NICHOLSON (1998) y LIZARRALDE *et al.* (2008). En función de las características dasométricas de las plantaciones se determinó el tipo y proporción de los productos maderables que se podrían extraer de cada una.

El volumen de dichos productos se estimó mediante el simulador PlaFor NEA (KELLER, A.; EEA INTA Montecarlo; Com. Pers., 2018), del cual se obtuvo una tabla de producción del rodal en m³, que luego se multiplicó por la densidad básica de madera de *P. taeda* para transformar el volumen en Mg. Para clasificar los productos se incorporó al simulador categorías diamétricas tomadas del Boletín de precios del Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones de junio (2018). La densidad básica usada fue 0,414 g/cm³ que surge de un promedio de las densidades obtenidas en maderas sometidas a diferentes intensidades de raleo, del estudio realizado por MARTIARENA *et al.* (2014), el cual tuvo una gran intensidad de muestreo (2700 probetas) y mostró que la densidad del rodal no afecta la densidad básica de la madera. Se aplicó también un coeficiente de aserrado de 0,45 según los estudios de MURARA JUNIOR *et al.* (2005) y ORTIZ BARRIOS *et al.* (2016) y un coeficiente de laminado de 0,75 según MAREK (2016). Lo que no se utilizó como madera aserrada o laminada según los respectivos coeficientes, se incorporó como triturable. En la **Tabla 4** se muestra un resumen de los parámetros usados para los productos.

De esta manera se logró llegar a una primera aproximación del tiempo de residencia del carbono tanto como reservorio en el árbol vivo (nativo o *P. taeda*), como en los productos comerciales de las plantaciones.

Tabla 4. Parámetros considerados en los productos comerciales obtenidos de plantaciones de *Pinus taeda* con diferentes sistemas de manejo silvicultural en el NO de Misiones, Argentina.

Producto	Vida útil (años)	Categoría diamétrica (cm)	Rendimiento (%)
Triturable ^(*)	1	< 16	-
Aserrable	30	16 a 32	45
Laminable	30	> 32	75

Referencias. ^(*) Celulosa o bioenergía.

2.6. Análisis estadísticos

A fin de evaluar diferencias en el almacenamiento de C en la biomasa aérea del bosque nativo y de las plantaciones de *P. taeda* con distintos manejos, se realizó un análisis de varianza tradicional (ANOVA) para un diseño completamente aleatorizado debido al diferente número de repeticiones por situación. Para probar si se cumplen los supuestos de homocedasticidad, normalidad e independencia de los errores se realizó la prueba de Levene, un test no paramétrico de Shapiro-Wilks y un gráfico de dispersión, respectivamente. Complementariamente se realizó una comparación de medias del tipo LSD de Fisher, considerando un nivel de significancia del 5 %, a fin de identificar diferencias estadísticamente significativas entre las medias de C almacenado por situación. Para la realización de todos los análisis mencionados se utilizó el software estadístico Infostat versión 2017 y se recibió asistencia de la cátedra de estadística de la Facultad de Ciencias Forestales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Estructura y composición vegetal en bosque nativo y plantaciones de *P. taeda*.

Los parámetros estructurales de la vegetación fueron diferentes dependiendo del sistema estudiado. La densidad de individuos fue más alta en el bosque nativo y en la plantación con sistema de manejo S1 (turno a 13 años y sin tratamiento de raleo), intermedia en la plantación S2 (turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0 %) y significativamente más baja en los sistemas S3 y S4 (turno de 20 años y mayor intensidad de raleo). De forma consistente, el

diámetro promedio de los individuos mostró el patrón inverso, encontrándose el más alto en el sistema S4 y el más bajo en el bosque nativo, mientras que las plantaciones con sistemas S1 a S3 mostraron valores intermedios entre estos dos extremos. Como era de esperarse y coincidiendo con los valores de PINAZO *et al.* (2007) y MARTIARENA (2008), el área basal fue mayor en las plantaciones S1 y S2 (sistema sin tratamiento de raleos con turno a 13 años; y con tratamiento de intensidad de raleo del 0 % con turno a 20 años, respectivamente); mientras que el bosque nativo mostró un valor similar a la plantación S3, y la plantación S4 (mayor intensidad de raleo) mostró la menor área basal. Por otro lado, la altura total promedio fue más baja en el bosque nativo y similar a la plantación S1, mientras que en las plantaciones de mayor longitud de rotación se observó una altura mayor y similar entre sí (**Tablas 5 y 6**).

Tabla 5. Parámetros estructurales de sitios de estudio de bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo silvicultural en el NO de Misiones, Argentina. Se muestra la media (\pm error estándar) para cada variable.

Sitios	Densidad (ind ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	DAP (cm)	Ht (m)
BN	1329	31,01	13,70	10,06
	($\pm 151,77$)	($\pm 3,93$)	($\pm 0,66$)	($\pm 0,62$)
S1	1200	46,27	21,46	18,51
	($\pm 78,17$)	($\pm 2,63$)	($\pm 0,41$)	($\pm 0,05$)
S2	711	47,26	28,67	27,20
	($\pm 29,82$)	($\pm 0,90$)	($\pm 0,50$)	($\pm 0,08$)
S3	364	34,75	34,57	27,02
	($\pm 14,91$)	($\pm 1,15$)	($\pm 0,35$)	($\pm 0,04$)
S4	120	20,03	45,74	25,89
	($\pm 4,14$)	($\pm 0,60$)	($\pm 0,18$)	($\pm 0,02$)

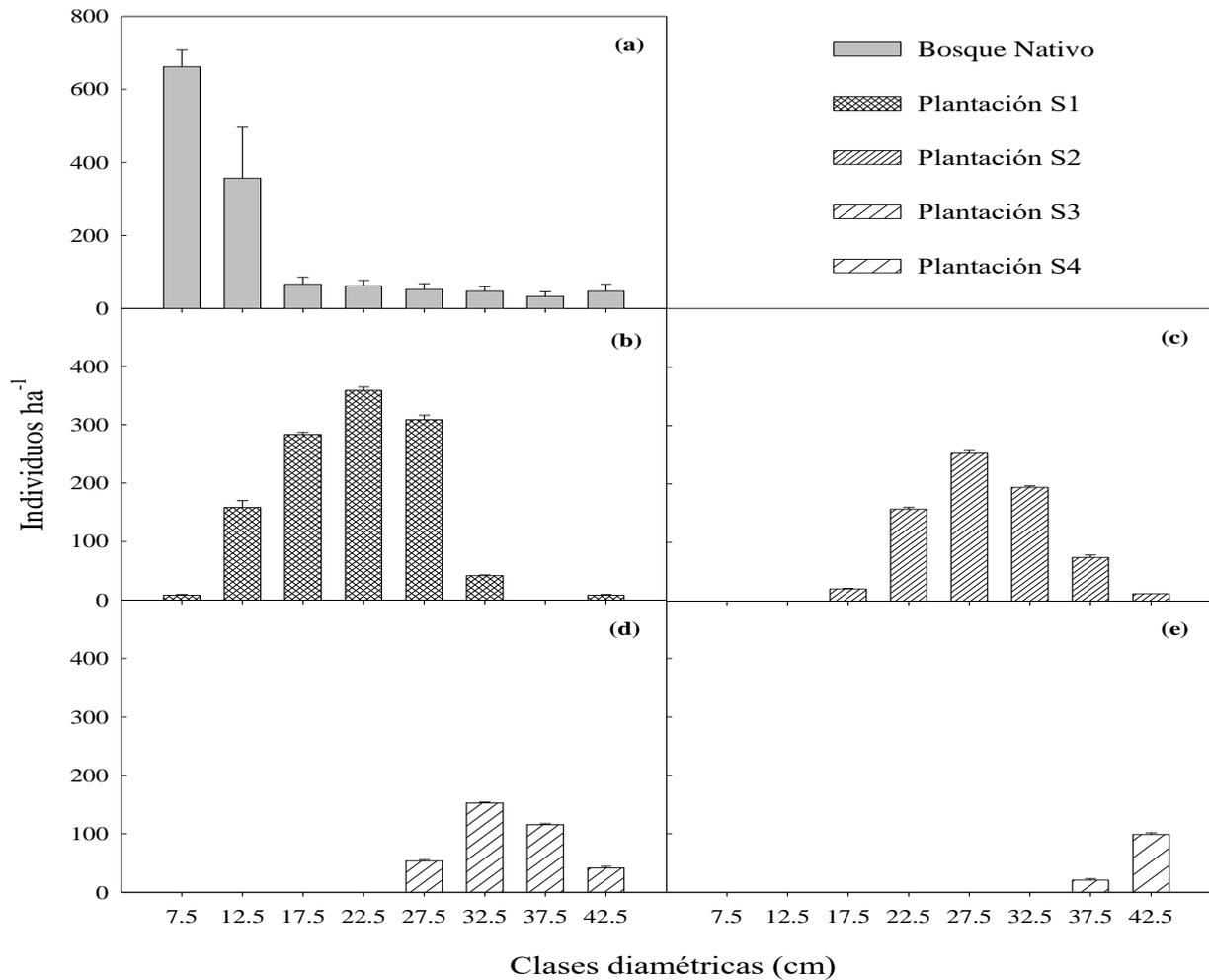
Referencias. BN: bosque nativo. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0%; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66%. DAP: diámetro a la altura de pecho. Ht: altura total.

Tabla 6. Comparación estadística de variables estructurales entre sistemas, test estadísticos aplicados, p-valor y resultados de contrastes a posteriori. Letras distintas indican diferencias estadísticas entre sistemas para una misma variable.

Sistema	Densidad	Área Basal	DAP	Ht
BN	B	B	A	A
S1	B	A	AB	AB
S2	AB	A	BC	C
S3	A	B	BC	BC
S4	A	C	C	BC
Test est.	Kruskal Wallis	ANOVA LSD Fisher	Kruskal Wallis	Kruskal Wallis
p-valor	0,0034	0,0008	0,0013	0,0014

Referencias. BN: bosque nativo. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0%; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66%. DAP: diámetro a la altura de pecho. Ht: altura total.

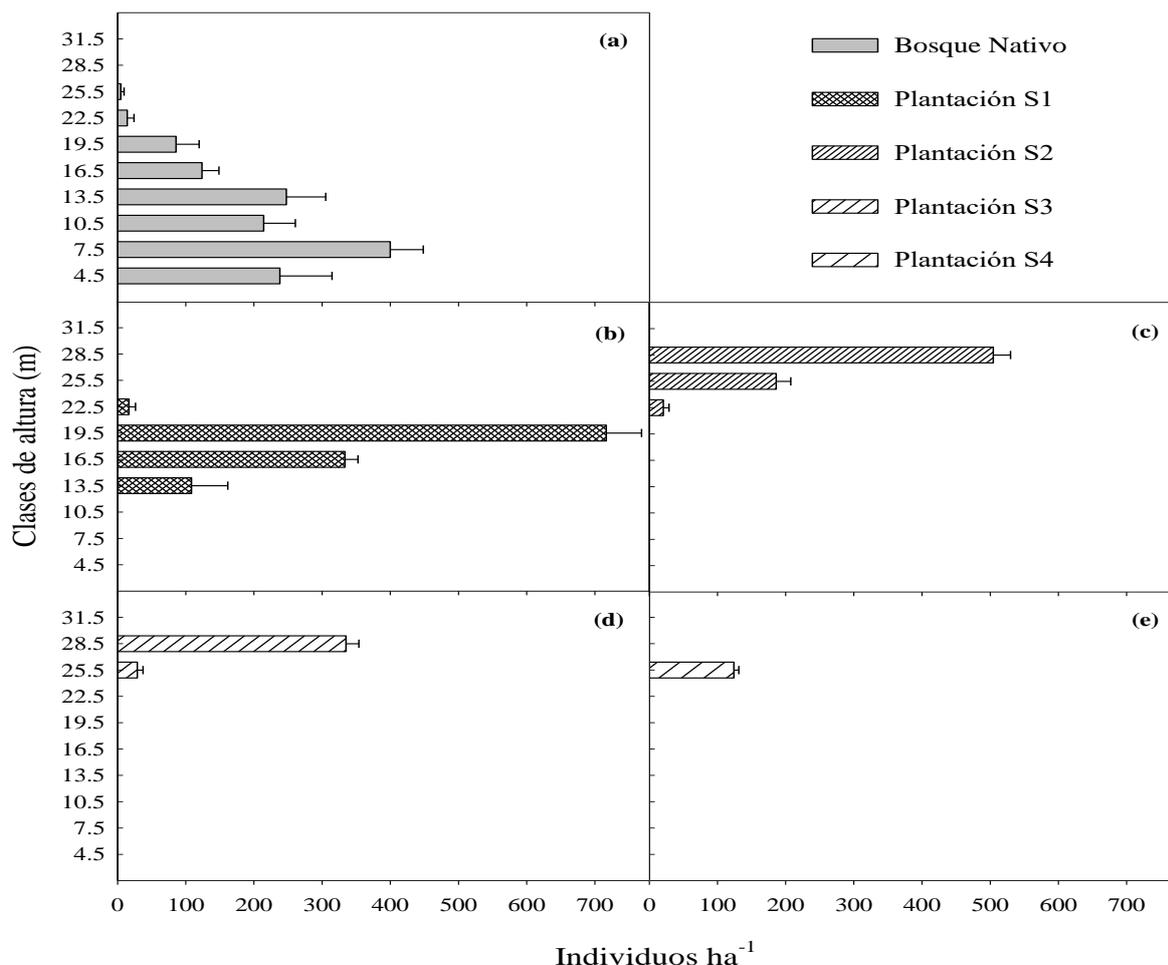
En cuanto a la estructura horizontal, la distribución diamétrica del total de tallos registrados (árboles y palmeras) en el bosque nativo, conformó una distribución típica de bosque natural de J invertida (**Gráfico 1a**). En cambio, la distribución diamétrica de las forestaciones mostró una estructura general coetánea evidenciada en una distribución tipo campana con mayor abundancia de individuos en categorías de tamaño intermedias (**Gráfico 1b-e**). El diámetro más frecuente en las plantaciones dependió de cada sistema de manejo aplicado, aumentando a mayor intensidad de raleo: en S1 predominó la clase de 20 a 24,9 cm; en S2 la clase de 25 a 29,9 cm; en S3 la clase de 30 a 34,9 cm y en S4 la última clase con individuos mayores a 40 cm de DAP (**Gráfico 1b-e**).



Referencias. a) Bosque nativo (árboles + palmeras); b) S1: turno de 13 años, sin tratamiento de raleo; c) S2: turno de 20 años y tratamiento de raleo del 0%; d) S3: turno de 20 años y tratamiento de raleo al 33 % y e) S4: turno de 20 años y tratamiento de raleo al 66%. En clases diamétricas se indican las marcas de clase excepto para la categoría 42.5 que incluye a todos los individuos mayores a 40 cm de diámetro.

Gráfico 1. Distribución de frecuencias de diámetro del tallo de los individuos arbóreos > 5 cm de DAP en bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.

La estructura vertical también difirió entre los sistemas. Como era de esperar, el bosque nativo fue el que mostró mayor heterogeneidad en las alturas, con individuos en 8 categorías diferentes de altura, siendo la clase altimétrica de 6 a 8,99 m la más frecuente (clase 7,5, **Gráfico 2a**). En tanto, la estructura vertical de las plantaciones es por decisión silvicultural más homogénea, contando en este estudio con individuos en un máximo de 4 clases diferentes (sistema S1) y un mínimo de 1 (sistema S4). Además, la clase más frecuente de altura dependió del sistema de manejo de la plantación. En el sistema S1, la clase más frecuente fue la comprendida entre 18 y 21 m (clase 19,5, **Gráfico 2b**); en los sistemas S2 y S3, la clase 27-30 m (clase 28,5, **Gráfico 2c y d**), y en el sistema S4 la clase entre los 24 y 27 m (clase 25,5, **Gráfico 2e**).



Referencias. a) Bosque nativo (árboles + palmeras); b) S1: turno de 13 años sin tratamientos de raleo; c) S2: turno de 20 años y tratamiento de raleo del 0%; d) S3: turno de 20 años y tratamiento de raleo al 33 %; y e) S4: turno de 20 años y tratamiento de raleo al 66 %. En clases de altura se indican las marcas de clase correspondiente a la mitad del intervalo considerado (3 m) excepto para la categoría 31,5 que incluye a todos los individuos mayores a 30 m de altura.

Gráfico 2. Distribución de frecuencias de altura total de los individuos arbóreos > 5 cm DAP en bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.

Por otro lado, el desvío estándar de las alturas, variable utilizada como indicadora de la complejidad estructural de los distintos sistemas, fue más de dos veces mayor en el bosque nativo que en la plantación S1, más de 10 veces más alto que en la plantación S4, mientras que las plantaciones S2 y S3 mostraron valores intermedios entre S1 y S4 (**Tabla 7**).

Tabla 7. Desvío estándar de la altura total de los individuos del bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina. Se muestra su comparación estadística, p-valor y contraste a posteriori. Letras distintas indican diferencias estadísticas entre sistemas.

Sistema	DE Ht	Contraste
BN	4,28	C
S1	1,73	BC
S2	1,42	AB
S3	0,52	AB
S4	0,30	A
p-valor		0,0014

Referencias. BN: bosque nativo. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0%; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66%. DE Ht: desvío estándar de la altura total.

En general, los parámetros estructurales promedios observados en el bosque nativo son semejantes a los obtenidos por ZANINOVICH *et al.* (2017 b), quienes muestran una densidad de árboles y palmeras de 1153 a 1386 ind ha⁻¹ y un área basal de 28,9 y 38,9 m² ha⁻¹ respectivamente en dos sitios bien conservados de la Reserva San Jorge. Estudios realizados por CHEDIACK (2008) en palmitales del Parque Nacional Iguazú y Reserva San Jorge, muestran una densidad de palmitos de 570 y 49 ind ha⁻¹, una densidad arbórea de 447 y 853 ind ha⁻¹ y un área basal entre 28,74 y 41,66 m² ha⁻¹ respectivamente. Sin embargo, dicho estudio consideró individuos mayores a 10 cm de DAP, por lo que son razonables los menores valores encontrados en estas variables.

La distribución diamétrica del bosque nativo, cuya estructura se muestra disetánea con abundantes individuos jóvenes, señala que la comunidad vegetal se encuentra en un proceso de desarrollo en dirección al reclutamiento (ARRUDA *et al.*, 2011; HERNÁNDEZ-STEFANONI *et al.*, 2011). Sin embargo, la estructura horizontal de las plantaciones de *P. taeda* se ve afectada por la intensidad de raleo. CRECHI *et al.* (2001) afirman que, a mayor intensidad de raleo, aumenta el diámetro medio en los sistemas. Por lo que, en los sistemas con mayor intensidad de raleo se concentran individuos en las clases diamétricas mayores, tal como ocurre en las plantaciones de este estudio.

La estructura vertical del bosque nativo se asemeja a lo encontrado por CHEDIACK (2008), donde los individuos se presentan en la mayoría de las categorías de altura, principalmente en las categorías entre 7 y 14 m. Esto hace que el bosque nativo presente mayor desvío respecto a las plantaciones, quienes concentran sus individuos en unas pocas categorías altimétricas. Además,

hay una disminución del desvío estándar a mayor intensidad de raleo, lo que refleja la situación de árboles suprimidos frente a los dominantes en los sistemas sin raleos (S1 y S2), y la uniformidad de alturas en los sistemas raleados (S3 y S4).

3.2. Bosque nativo: estructura, diversidad y composición.

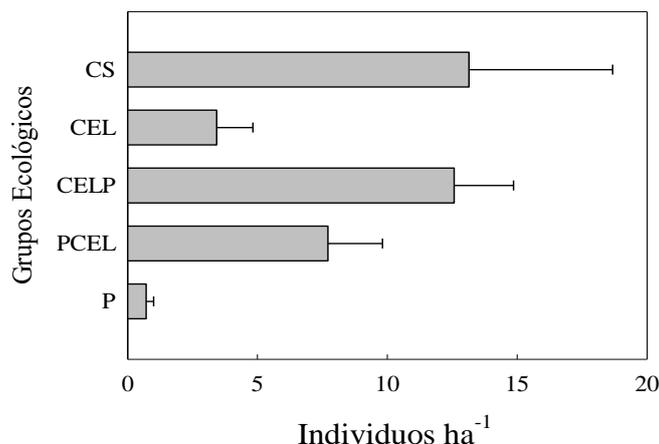
La estructura de la vegetación fue variable entre los diferentes sitios de estudio de bosque nativo. El sitio BN6 (Reserva San Jorge) presentó los mayores valores en área basal ($52,12 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), altura máxima (26 m), riqueza (18 sp) y diversidad (2,89). Por otro lado, la mayor densidad de árboles se observó en el sitio BN3 (Parque Provincial Urugua-í) donde el 53 % de los individuos correspondió a las especies *Diatenopterix sorbifolia* y *Cordia americana*, en tanto el sitio BN4 correspondiente al palmital “El Cruce” (Parque Nacional Iguazú) tuvo la mayor densidad de palmeras (*Euterpe edulis*) (**Anexo 1**).

En promedio, el bosque nativo mostró un índice de diversidad de Shannon de 2,67. Este valor, se encuentra dentro del rango de valores observados en otros estudios para la región. Por ejemplo, el estudio de CHEDIACK (2008), observa valores de 1,86 a 3,7. Esto indica que el muestreo realizado sería adecuado para caracterizar esta variable del ambiente estudiado.

En las 7 transectas relevadas (0,21 ha en total) de bosque nativo se registraron en total 279 individuos arbóreos con una riqueza florística de 56 especies, de las cuales las más abundantes fueron *Euterpe edulis* y *Sorocea bonplandii*, representando ambas el 40 % del total de individuos. La riqueza florística observada fue menor a lo encontrado por CHEDIACK (2008) en sitios del Parque Nacional Iguazú (71 especies), TRESSENS y REVILLA (1997) en un área próxima a reserva Guaraní (114 especies), y por LÓPEZ CRISTÓBAL *et al.* (1996) y BULFE *et al.* (2010) también en dicha reserva (89 y 85 especies respectivamente). Estos mayores valores de riqueza podrían estar relacionados a la mayor intensidad de muestreo de los trabajos citados, dado que algunas especies muestran baja abundancia y sólo se detectan en muestreos de mayor intensidad (BULFE *et al.*, 2010).

La clasificación de los individuos del bosque nativo de acuerdo a su especie en los distintos grupos ecológicos, mostró una acentuada abundancia en especies clímax y baja representación perteneciente a las especies pioneras (**Gráfico 2**). Esto sería un reflejo del buen estado de conservación de las porciones de bosque primario estudiado. Este hecho contrasta con lo observado en otros estudios, donde se nota una mayor cantidad de individuos pertenecientes a especies pioneras con tendencia a clímax (BULFE *et al.*, 2010). Si bien tanto los sitios estudiados como el estudio de BULFE *et al.* (2010) fueron realizados en bosques aprovechados, el tamaño reducido de las transectas en el presente estudio permitió tener unidades más homogéneas,

captando las porciones de bosque con mayor desarrollo estructural o conservación de la estructura arbórea.



Referencias. P= Pioneras; PCEL= Pioneras con tendencia a clímax exigentes en luz; CELP= Clímax exigentes en luz con tendencia a pioneras; CEL= Clímax exigentes en luz; CS= Clímax tolerantes a la sombra.

Gráfico 3. Distribución de los individuos relevados en sitios de bosque nativo en el NO de Misiones (Argentina) en grupos ecológicos de acuerdo a su especie.

3.3. Carbono almacenado en bosque nativo y plantaciones de *P. taeda*.

El almacenamiento de C en la biomasa aérea viva fue similar entre plantaciones de *P. taeda* y bosque nativo, considerando las forestaciones sin diferenciar entre sistemas silviculturales; aunque las plantaciones tendieron a mostrar un mayor contenido de C (ANOVA; $F= 4,30$ p-valor= $0,0526$; **Gráfico 4**). Por otro lado, al comparar cada esquema silvícola aplicado a las plantaciones respecto del bosque nativo se evidenciaron diferencias entre los sistemas estudiados (ANOVA; $F= 8,20$ p-valor= $0,0010$; **Tabla 8. Gráfico 5**). En términos generales, a mayor intensidad de raleo, menor almacenamiento de C en la biomasa aérea. Los sistemas S1 y S2 mostraron los mayores valores, y fueron similares entre sí. El bosque nativo y el sistema con raleo intensivo (S4) fueron también similares y almacenaron la menor cantidad C. Finalmente, la forestación con raleo intermedio (S3), mostró valores intermedios.

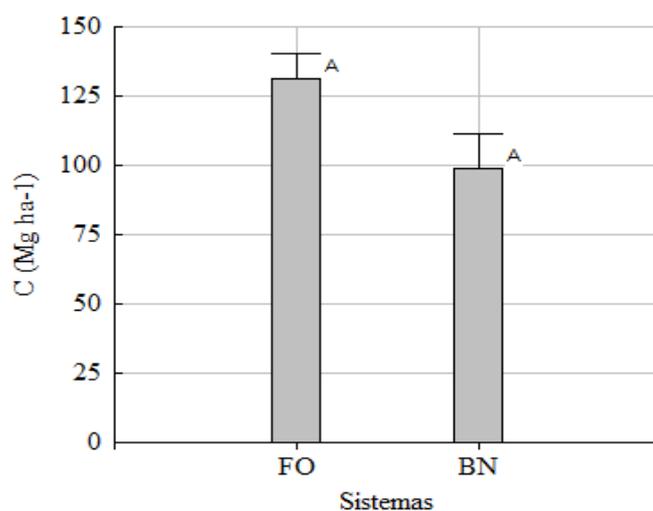
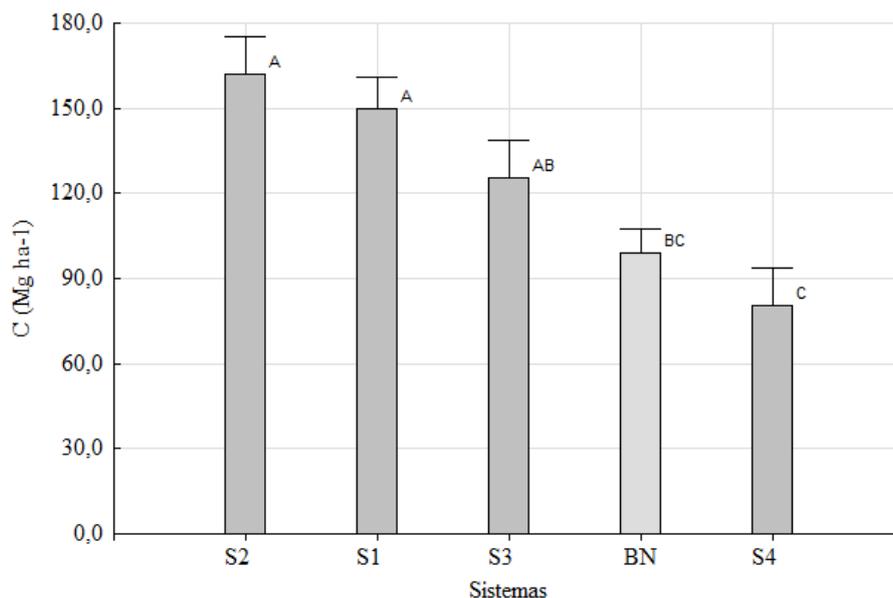


Gráfico 4. Almacenamiento promedio de carbono en sitios de bosque nativo (BN) y plantaciones de *P. taeda* (FO) con distinto tratamiento silvícola en el NO de Misiones (Argentina).

Tabla 8. Almacenamiento de C en bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina. ANOVA test del tipo LSD Fisher (Alfa=0,05).

Sistemas	C (Mg ha ⁻¹)	N	E.E	Contraste
S2	162,26	3	13,04	A
S1	149,8	4	11,29	A
S3	125,48	3	13,04	AB
BN	98,97	7	8,54	BC
S4	80,73	3	13,04	C

Referencias. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0 %; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66 %. E.E: Error estándar.



Referencias. BN: bosque nativo. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0 %; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66 %.

Gráfico 5. Almacenamiento de carbono en sitios de bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes manejos silviculturales en el NO de Misiones, Argentina.

3.3.1. Bosque nativo.

Los resultados de biomasa y carbono almacenado en la misma por sitio para bosque nativo, se muestran en la **Tabla 9**. Se encontró el valor mínimo en el BN4 (PNI, palmital “El cruce”), y el máximo en BN6 (Reserva San Jorge). En promedio el bosque nativo primario estudiado contuvo 197,94 Mg ha⁻¹ de biomasa y almacenó 98,97 Mg de carbono por hectárea. Estos valores son mayores a los presentados por DAUBER *et al.* (2008) en diferentes bosques primarios de Bolivia, donde encontraron una biomasa área de 97 a 171 Mg ha⁻¹. A su vez, éstos son inferiores a los descriptos por BROWN y LUGO (1992) en la parte sur del Río Amazonas, donde se reportaron valores de biomasa entre 175 y 397 Mg ha⁻¹ con un promedio de 298 Mg ha⁻¹. Una parte de la variación dada entre los diferentes bosques puede ser explicada por diferencias climáticas, de sitio y composición florística. Sin embargo, el rango observado en los valores de biomasa (135 a 314 Mg ha⁻¹) en los distintos sitios estudiados, se encuentran dentro del rango descripto para otros bosques similares.

Tabla 9. Contenido de biomasa aérea y carbono en sitios de estudio de bosque nativo del NO de Misiones, Argentina.

Sitios	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	Carbono (Mg ha ⁻¹)
BN1	207,66	103,83
BN2	199,79	99,89
BN3	244,07	122,04
BN4	136,48	68,24
BN5	135,11	67,55
BN6	314,04	157,02
BN7	148,47	74,23
Promedio	197,94	98,97

Asimismo, del total de individuos muestreados, se identificaron las 10 especies arbóreas nativas que mostraron los mayores valores de C en la biomasa aérea (**Anexo 2**). *Cedrela fissilis* (cedro misionero) y *Aspidosperma australe* (guatambú amarillo), ambas consideradas de madera “semi pesada”, fueron las que encabezaron la lista; posiblemente porque fueron las especies que presentaron los mayores valores de DAP promedio. La correlación que existe entre la cantidad de carbono almacenado diferenciado por especies y DAP promedio se puede observar en la **Anexo 3** con un ajuste de $R^2 = 0,86$. En tanto, la correlación entre el carbono almacenado por especie y su altura promedio, a comparación del DAP, mostró un ajuste más bajo ($R^2 = 0,71$) (**Anexo 4**).

Cedrela fissilis es una de las especies del bosque subtropical con altas tasas de crecimiento, y, por lo tanto, suelen alcanzar grandes portes (DEL CASTILLO *et al.*, 2003; ZAPATER *et al.*, 2004). Además, estudios del C almacenado en la biomasa aérea de un bosque húmedo en Colombia, encontraron que *Aspidosperma sp.* fue la especie con mayor valor de importancia en función de su biomasa, y por lo tanto con mayor almacenamiento de C, concentrando sus valores máximos de biomasa y C en individuos con DAP entre 40 y 50 cm (PAIPA RIOS *et al.*, 2017).

3.3.2. Plantaciones forestales.

De acuerdo a lo esperado, el sistema sin tratamiento de raleo (S1) y con tratamiento de intensidad de raleo del 0 % (S2), cuyo fin empresarial es maximizar el volumen de madera producida, presentaron los mayores valores de biomasa y carbono; seguido por el sistema con tratamiento de raleos al 33 % (S3) y luego por el sistema con raleos al 66 % (S4) (**Tabla 10**). En estos últimos sistemas se da la subocupación del sitio para la obtención de madera de calidad a partir de los grandes diámetros (MARTIARENA *et al.*, 2014).

Tabla 10. Contenido de biomasa aérea y carbono en sitios de estudio de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.

Sistema de manejo	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	Carbono (Mg ha ⁻¹)
S1	299,60	149,80
S2	324,52	162,26
S3	250,95	125,48
S4	161,46	80,73

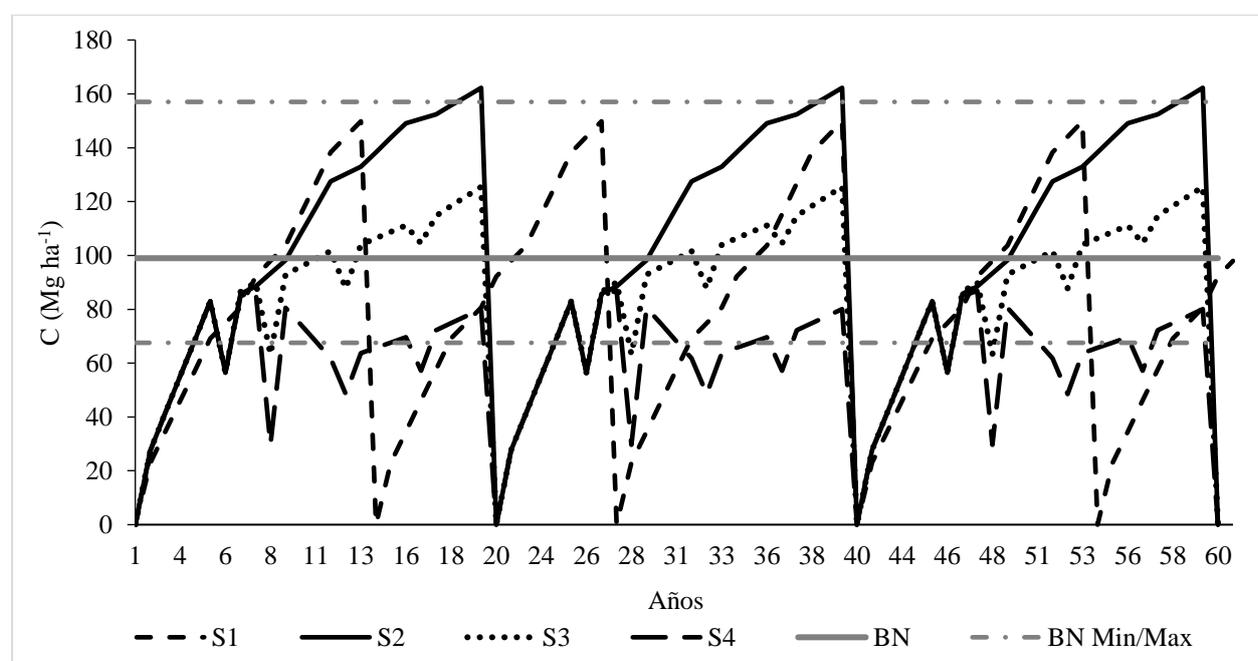
Referencias. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0%; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66%.

La biomasa aérea y el contenido de carbono de las plantaciones con diferentes regímenes de raleos coincide con los valores obtenidos por PINAZO *et al.* (2007) y MARTIARENA (2008) en los mismos sitios de estudio. Estos valores a su vez coinciden con la tendencia encontrada por BALBOA-MURIAS *et al.* (2006) en plantaciones de *Pinus radiata* (pino radiata) y *Pinus pinaster* (pino marítimo) del noroeste de España, donde se observó que existe una fuerte relación inversa entre la intensidad de raleo y la biomasa obtenida al final del turno. También, en el trabajo de REY *et al.* (2001), donde se trabajó con *Pinus radiata* de 35 años, se vio mayor biomasa en los sitios de alta densidad, presentando valores de 186,5; 245,0 y 292,4 Mg ha⁻¹, en sitios con baja, media y alta densidad, respectivamente. Por otro lado, MERINO *et al.* (2003) evaluó la misma especie con edades de 25 a 29 años y densidades que iban de 411 a 1040 pl ha⁻¹ y la biomasa total varió de 145,2 a 239,5 Mg ha⁻¹ respectivamente en menor y mayor densidad.

Las pequeñas variaciones de los resultados de este estudio con los de los demás autores, puede deberse a diferencias en el tipo de bosque, especie, condiciones del sitio, localización y clima, como así también los factores de ajuste que se basan en datos de biomasa calculada a partir de volúmenes por hectárea de inventarios forestales, la densidad de la madera, entre otros (SEGURA, 1999 y ORTIZ y RIASCOS, 2006 citado por GONZALES, 2013). Del mismo modo, CUBERO y ROJAS (1999) y GONZALEZ-BENECKE *et al.* (2010), señalan que el contenido de carbono en la biomasa arbórea se ve influenciado principalmente por la productividad del sitio y la edad de las plantaciones. De forma consistente, en el presente estudio se observaron valores mayores en el sistema con turno de corta a 20 años y baja intensidad de raleo.

3.3.3. Tiempo medio de residencia del carbono en el bosque nativo y plantaciones de *P. taeda*.

Al incorporar la dinámica temporal de los sistemas, estimada a partir de bibliografía, se observa que el bosque nativo almacena en promedio 98,97 Mg ha⁻¹ de carbono (**Grafico 6**). En cambio, por la naturaleza propia de las plantaciones, éstas mostraron variaciones cíclicas en el stock de C a lo largo del tiempo. Los picos máximos de C almacenado en plantación en los sistemas S1, S2, S3 y S4 fueron de 149,8; 162,25; 125,48 y 86,84 Mg ha⁻¹ respectivamente, y ocurrieron a la edad de corte. Los sistemas sin raleo con turnos de 13 y 20 años (S1 y S2, respectivamente), tuvieron un incremento de 12,45 Mg ha⁻¹ de C al aumentar la longitud de rotación, el cual podría ser más alto si se considera que S2 tuvo un raleo inicial antes del tratamiento de intensidad (ver Materiales y Métodos). Como el C almacenado en bosque nativo varió entre sitios, se pudo observar que el máximo observado fue semejante a las plantaciones con mayor contenido de C (S1 y S2) y el mínimo en bosque nativo fue similar al sistema S4 con menor almacén de C.



Referencias. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0%; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66%. BN: bosque nativo.

Gráfico 6. Contenido de carbono en un horizonte de 60 años del bosque nativo y plantaciones de *P. taeda* con diferentes sistemas de manejo en el NO de Misiones, Argentina.

Suponiendo que el bosque nativo se desarrolla sin perturbaciones severas a lo largo del tiempo, se puede considerar que el nacimiento y el crecimiento de los árboles equilibran su muerte y deterioro (KÖRNER, 2000 y 2004; BUGMANN, 2011), por lo que la biomasa, y por lo tanto el C, se mantienen relativamente constantes. Si se pretendiera aumentar las reservas de carbono de

los bosques nativos en el tiempo, sería necesario, según KEITH (2009), aumentar la abundancia de árboles con clases de edades más avanzadas, es decir, avanzar hacia una mayor longevidad media de los árboles, así como incluir especies que alcancen gran porte. Se ha visto que el 25,1 % del carbono almacenado en la biomasa aérea en los bosques se encuentra en el 1,5 % de los individuos que presentan diámetros más grandes (SLIK *et al.*, 2013), por lo que promover un aumento en la abundancia de estas especies podría tener un importante impacto en la capacidad de almacenamiento de C en el bosque. Por lo tanto, en los estudios de residencia del carbono habría que considerar una escala de tiempo del orden de los siglos, y es con estas escalas de tiempo en mente que necesitamos investigar si el crecimiento de los árboles y el manejo silvicultural puede hacer que los bosques existentes almacenen más carbono (KÖRNER, 2000 y 2003).

La forma más efectiva de mantener el carbono almacenado en estos sitios es prevenir la tala de bosques longevos y extender el área de tierras boscosas (KEITH, 2009). Mediante el presente trabajo, para el caso de los bosques nativos en Misiones (Argentina) se puede sugerir su enriquecimiento con *Cedrela fissilis*, *Aspidosperma australe* y *Cordia trichotoma*, dado que fueron las que mostraron mayor capacidad de almacenar C en la biomasa aérea. A partir de otros estudios, también se puede sugerir el enriquecimiento con *Aspidosperma polyneuron* (BLUNDO *et al.*, 2018) y otras especies que alcanzan gran porte y presentan madera semi-pesada a pesada.

De forma consistente al patrón observado en las plantaciones con diferente manejo silvícola estudiadas en el presente trabajo, CANNELL (1995) y WBGU (1998) (citados por BAUHUS *et al.*, 2010) mencionan que para el caso de las plantaciones sin manejos silviculturales las reservas de carbono aumentan constantemente hasta alcanzar un valor máximo y que la disminución de las reservas de carbono varía con la intensidad del manejo. Al mismo tiempo, estas plantaciones sin manejo contienen cantidades significativamente mayores de reservas de carbono que los bosques manejados.

En cuanto al incremento de C debido al aumento de la longitud de rotación en sistemas con el mismo manejo, estudios como el de GONZALEZ-BENECKE *et al.* (2010) estimaron incrementos netos de C en 28 y 21 Mg ha⁻¹ en existencias promedio de C en plantaciones de *Pinus elliotti* de las primeras 5 rotaciones cuando la duración de la rotación se incrementó de 22 a 35 años en rodales no raleados y raleados, respectivamente. Otros informes, como LISKI *et al.* (2001), también indicaron que las rotaciones más largas son favorables para el secuestro de C en pino silvestre en Finlandia, con alrededor de 12 Mg ha⁻¹ de aumento en las existencias netas de C cuando la longitud de rotación fue de 60 a 90 años. HARMON y MARKS (2002) también concluyeron que el aumento de la longitud de rotación aumentaba la cantidad total de C almacenado en el abeto Douglas.

TAMANI (2015) afirma que las estimaciones del flujo de carbono provenientes de los cambios de uso del suelo, son derivados de modelos cuyos resultados dependen, en parte, de estimaciones de biomasa en los bosques. Por tal razón, resulta importante conocer no solo el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea, sino en todo el sistema que integra el ecosistema boscoso, esto incluye el sistema radicular, mantillo, suelo, y productos maderables. A partir de esto y de los incrementos, se estima la captura de carbono y se considera un servicio ambiental como alternativa de manejo de los recursos naturales encaminado al desarrollo sustentable (BROWN y LUGO, 1989 citado por PACHECO, 2011). Contando con estimaciones completas, así como con el grado de variabilidad de las mismas (tal como fue observado en el presente trabajo), se podrá estimar con un mayor grado de certidumbre el impacto de reemplazo de los bosques nativos en el flujo de carbono.

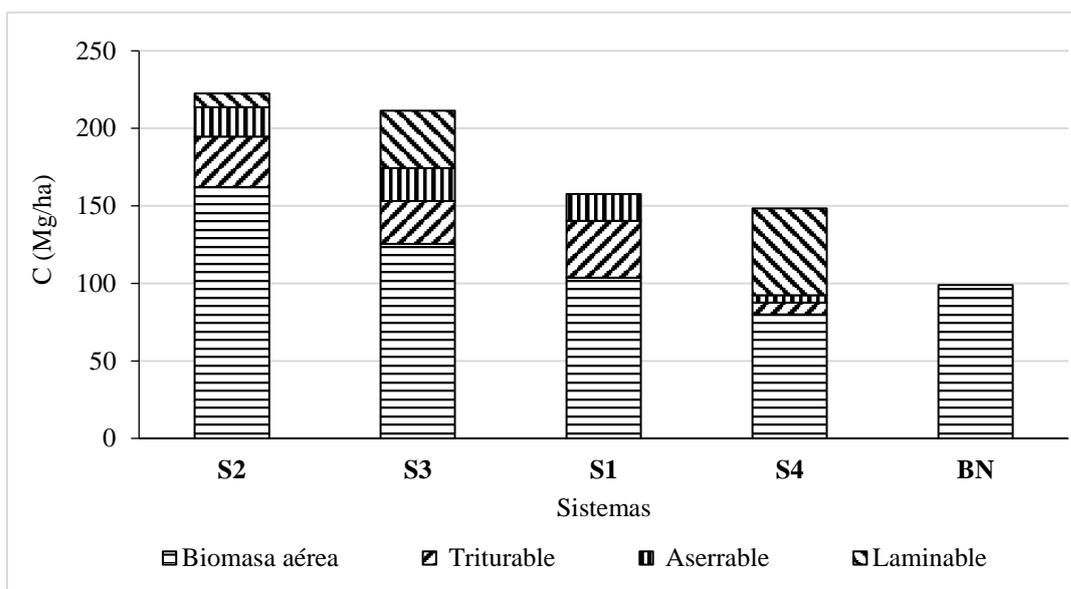
También hay que tener en cuenta que, los sitios de plantaciones evaluados estuvieron cubiertos en algún momento por bosques nativos, lo que implica que hubo un proceso previo de deforestación. Por tanto, el análisis del C almacenado en las plantaciones sin considerar el C perdido por deforestación es parcial e implica, una disminución de la cantidad neta de biomasa vegetal en los nuevos sistemas forestales (DIXON *et al.*, 1994). Sumado a esta pérdida inicial de C, se debería considerar, además, la disminución del carbono orgánico del suelo debido a las sucesivas rotaciones, más aún, en aquellas de ciclos cortos, donde el aprovechamiento de la biomasa repetidamente podría perjudicar la fertilidad y productividad del suelo a largo plazo (BERTHRONG *et al.*, 2009 y 2012). Uno de los principales desafíos, según BAUHUS (2010), es cuantificar los efectos del uso histórico de las plantaciones sobre las reservas de carbono en el suelo y separarlas de los efectos de la ordenación forestal reciente.

3.3.4. Tiempo medio de residencia del carbono en productos maderables

La incorporación del C almacenado en los productos maderables (triturable y madera aserrada/laminada) incrementó el reservorio de C en los sistemas de plantación de *P. taeda*, pero dicho incremento difirió entre las plantaciones con distinto manejo silvícola (**Gráfico 7**). En consecuencia, los sistemas que mayor cantidad de C almacenan cambiaron parcialmente con respecto a aquellos identificados exclusivamente a partir de la biomasa viva aérea. Al considerar los productos maderables, los sistemas S2 y S3 fueron los que almacenaron más C, mientras que los sistemas S1 y S4 mostraron los valores más bajos.

En los sistemas sin raleos y de intensidad de raleo del 0 % (S1 y S2, respectivamente) los productos participaron con el 34,24 y 26,67 % del total de C almacenado en el sistema respectivamente. En tanto, en las situaciones con raleos intermedios e intensivos (S3 y S4) los

productos tuvieron una participación mayor representando el 42,38 y 46,05 % respectivamente. La diferencia en la proporción de C en los productos maderables se debe a que el tipo, cantidad y proporción de cada tipo de producto dependió del sistema de manejo silvícola estudiado. Los sistemas S1 y S2 tuvieron una mayor proporción de productos triturables, cuya vida útil es de aproximadamente 1 año, mientras que los sistemas S3 y S4 tuvieron mayor porcentaje de productos aserrables y laminables, cuyo promedio de vida útil en ambos casos es de 30 años (**Gráfico 7**).



Referencias. Sistema 1 (S1): turno de 13 años y sin tratamiento de raleos; Sistema 2 (S2): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 0%; Sistema 3 (S3): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 33 %; Sistema 4 (S4): turno de 20 años y tratamiento de intensidad de raleo del 66%. BN: bosque nativo.

Gráfico 7. Stock de carbono almacenado en un período de 60 años en la biomasa aérea de los sistemas estudiados y sus tipos de productos comerciales en el NO de Misiones, Argentina.

Sin embargo, la magnitud del reservorio total (biomasa aérea + productos) fue muy variable en el tiempo, de forma consistente con los ciclos de crecimiento y cosecha de la plantación. En los **Gráficos 8, 9, 10 y 11** se puede observar la permanencia del C durante el periodo de 60 años (período establecido a los fines del presente estudio), tanto en los productos según su vida útil, en la biomasa aérea de las plantaciones en pie y la suma de ambos según el sistema de manejo aplicado. A pesar de estas variaciones, como los productos de madera aserrada/laminada tendrían una vida útil más larga (30 años) que el ciclo de rotación (13 o 20 años), éstos tienden a acumularse, y, por lo tanto, el C almacenado total (biomasa aérea + productos) va aumentando a lo largo del tiempo en todos los sistemas de plantación, con mayor énfasis en aquellos sistemas con una proporción más grande de productos de madera aserrada/laminada (**Gráficos 9, 10 y 11**). En

cambio, el sistema de plantación S1, con una gran proporción de productos de madera triturable, de vida útil muy corta (1 a 2 años), muestra una baja acumulación en el tiempo (**Gráfico 8**).

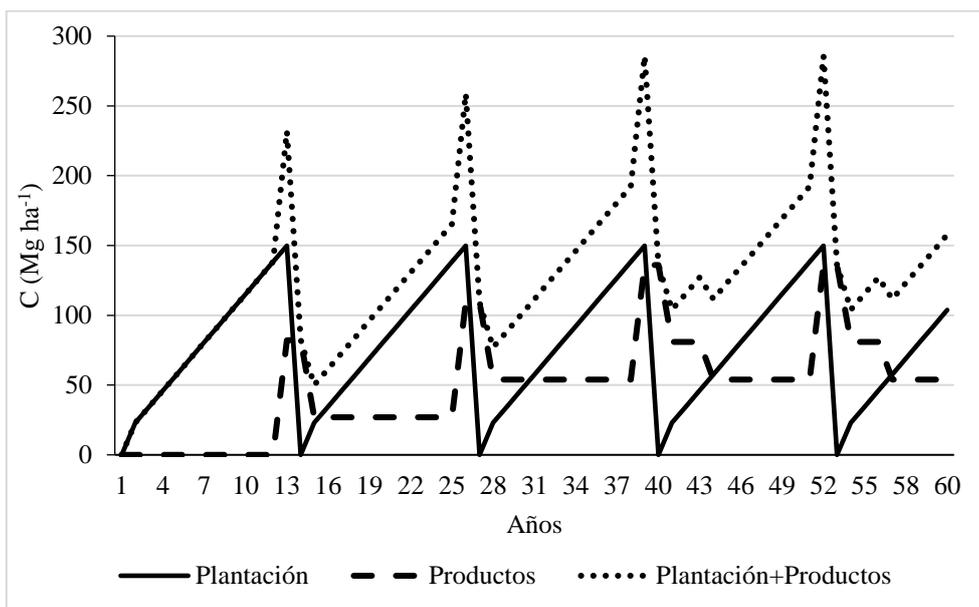


Gráfico 8. Contenido de carbono en plantación de *P. taeda* con turno de 13 años, sin tratamiento de raleos (S1) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).

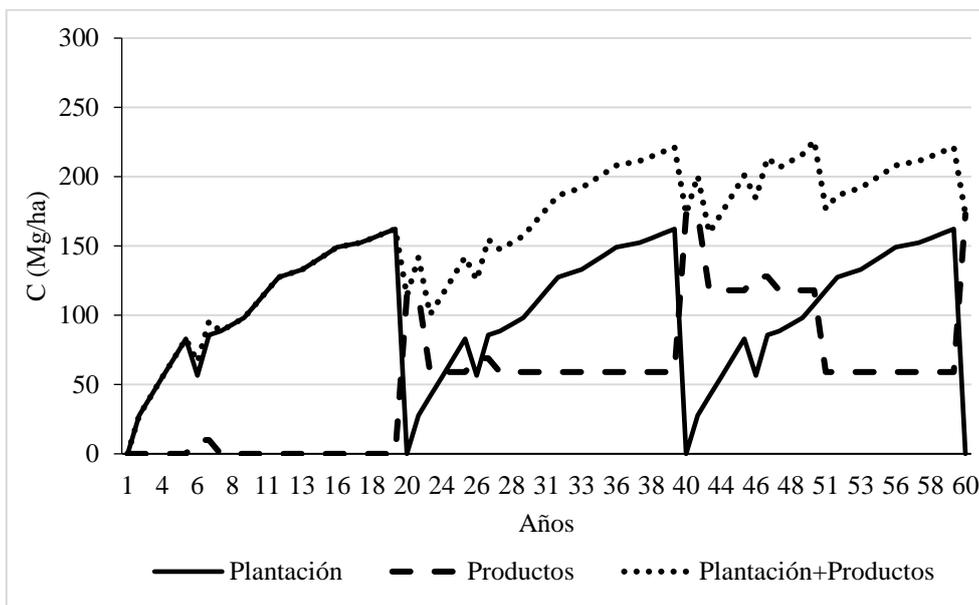


Gráfico 9. Contenido de carbono en plantación de *P. taeda* con turno de 20 años, tratamiento de intensidad de raleo del 0 % (S2) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).

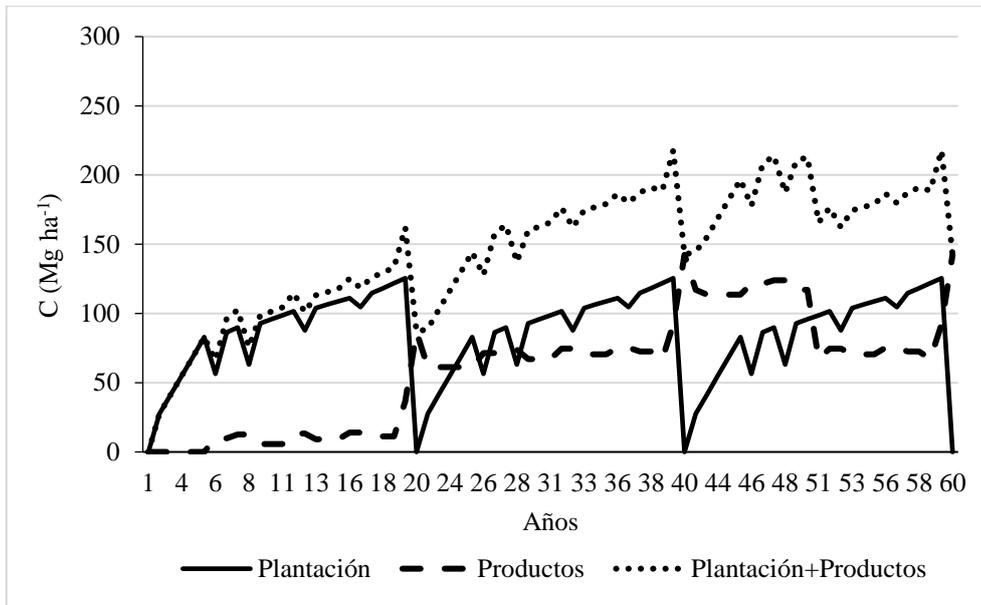


Gráfico 10. Contenido de carbono en plantación de *P. taeda* con turno de 20 años, tratamiento de intensidad de raleo del 33 % (S3) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).

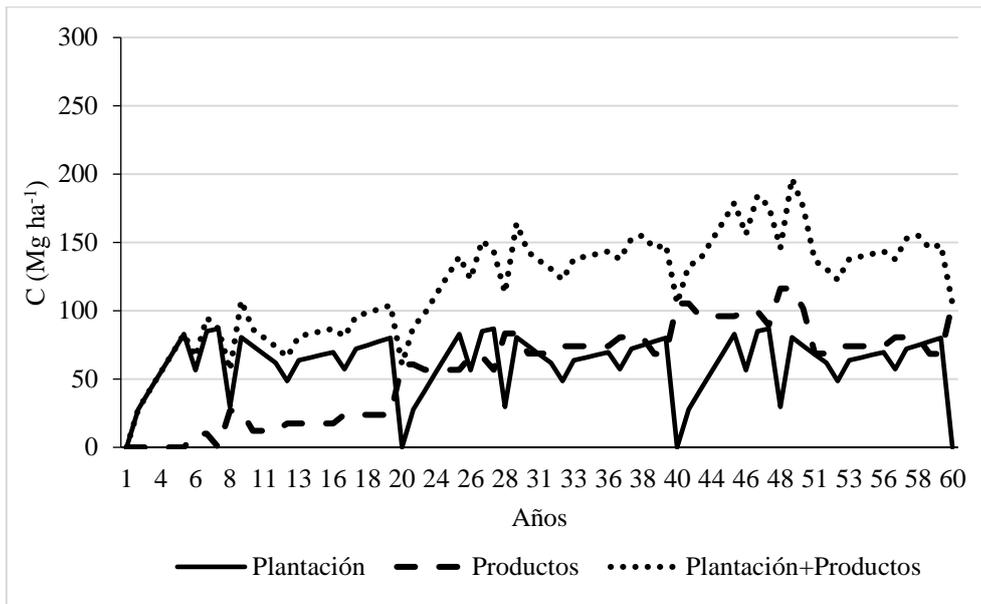


Gráfico 11. Contenido de carbono en plantación de *P. taeda* con turno de 20 años, tratamiento de intensidad de raleo del 66 % (S4) y sus productos comerciales durante un período de 60 años en el NO de Misiones (Argentina).

Los resultados obtenidos de la participación de los productos en el almacenamiento de C del sistema a lo largo del periodo de 60 años tienen una tendencia similar a lo presentado por GONZALEZ-BENECKE *et al.* (2010) en plantaciones de *Pinus elliotti*. Este autor mostró que los productos (principalmente aserrables) participaron con el 28 % en el caso de sistemas sin raleo con turno a 22 años; 44% en sistemas con la misma edad de turno de rotación, pero con un raleo;

62 % en sistemas con un raleo y turno de 35 años; y 72 % en sistemas con dos raleos y turno de 35 años. Esto muestra que aquellos sistemas con longitudes de rotación más larga y mayor manejo silvicultural, al generar individuos de mayor porte y, en consecuencia, obtener mayor cantidad de madera aserrada, almacenan más C en el tiempo. Sin embargo, en el presente estudio se hace evidente que existe un compromiso entre intensidad de raleo y almacenamiento de C total (biomasa aérea + productos), dado que una mayor intensidad de raleo (sistema S4) reduce la biomasa aérea, mientras que un sistema con raleo intermedio (S3) compensa esta reducción en biomasa con la gran proporción de productos con vida útil larga. Mientras que las plantaciones con alta densidad y ciclo de rotación corto (S1) serían las que menos almacenan, debido a la baja proporción de biomasa que puede utilizarse en productos de vida útil relativamente larga.

Resulta necesario concientizar sobre los efectos de los raleos en el almacenamiento de C en las plantaciones forestales y continuar los estudios de manera de determinar las intensidades y oportunidades de raleos que permitan maximizar la asignación de biomasa en el fuste, y de esta manera alcanzar los diámetros deseados para mantener el carbono en productos de larga vida útil, potenciando un servicio ambiental adicional de las plantaciones respecto a otros usos de la tierra. Además, sería importante analizar con mayor profundidad cómo influye la optimización de la cosecha y de los procesos industriales (triturado, aserrado y laminado) en la dinámica del C, incluyendo el estudio de los residuos forestales en todo el ciclo forestal, así como las emisiones provenientes del uso de maquinaria y transporte de material.

Por otro lado, también se ha descrito que, en biomas de bosque, como es el caso del norte de la provincia de Misiones, las plantaciones forestales con raleo intermedio y de longitud de rotación larga permiten un mayor desarrollo de sotobosque nativo, lo que promovería el ciclado de nutrientes (ZANINOVICH *et al.*, 2016; GATTI *et al.*, 2019) y el uso de las mismas por la fauna nativa (ZURITA y BELLOCQ, 2012; VESPA *et al.*, 2014). De esta manera, representarían un componente estratégico para la conservación de la biodiversidad y los procesos ecosistémicos, así como sus servicios asociados, en los paisajes forestales. Es decir que, tanto desde el punto de vista del almacenamiento de C como de la conservación de la biodiversidad sería recomendable promover plantaciones forestales de manejo silvícola de rotación larga y raleo intermedio frente a plantaciones de rotación larga, alta densidad y sin raleo.

4. CONCLUSIONES

En el norte de la provincia de Misiones, Argentina, considerando el bosque nativo y plantaciones de *Pinus taeda* sin tener en cuenta los sistemas de manejos aplicados en las mismas, no hay diferencias estadísticamente significativas en el promedio de carbono almacenado en la biomasa aérea. Sin embargo, discriminando entre plantaciones de acuerdo al manejo aplicado, sí se observa que las plantaciones sin tratamiento de raleo y con tratamiento de intensidad de raleo del 0 % (S1 y S2, respectivamente) almacenan más C en la biomasa que el bosque nativo, que muestra una cantidad similar a los sistemas con raleos intermedios (S3) e intensos (S4).

El bosque nativo tiene una mayor complejidad estructural, la cual no se refleja en un mayor almacenamiento de C, respecto a las plantaciones. Por lo tanto, queda rechazada la primera hipótesis de trabajo.

Del total de especies nativas encontradas en el bosque nativo, la especie con más C almacenado en la biomasa aérea es *Cedrela fissilis*, dado que fue la que mostró un mayor porte. Esto se debe a que existe una correlación entre el almacenamiento de carbono tanto con el DAP como con la altura total del individuo.

La incorporación del tipo y vida útil de los productos de madera cosechada en el análisis de almacenamiento de C de las plantaciones de *Pinus taeda* desarrolladas bajo diferentes manejos silvícolas, cambian el significado de estos sistemas como reservorios, apoyando la segunda hipótesis propuesta. Se hace evidente que es necesario considerar tanto la biomasa viva aérea como los productos de madera en el análisis, lo que permite obtener información más precisa y confiable acerca de la capacidad de almacenamiento de C a mediano plazo de cada sistema. Dado que ambos tipos de información son de fácil acceso, los dos deberían tenerse en cuenta si se pretende promover plantaciones que incrementen la capacidad de almacenamiento de C.

El sistema de manejo para plantaciones de *P. taeda* más recomendado para la captura de C a lo largo del tiempo, considerando tanto a la plantación en pie como a los productos comerciales obtenidos del mismo, es el sistema S3 con raleos intermedios (33 %) y turno de corta a los 20 años. Este sistema, si bien almacena una cantidad de C similar a S2, destina mayor proporción de su biomasa en productos de vida útil más larga y por lo tanto tiene mayor tiempo de residencia del C.

5. AGRADECIMIENTOS

Durante mi paso por la universidad se presentaron muchas personas, de las cuales, todas y cada una, aportaron un pedacito de su vida en la mía, para ayudarme a crecer en lo personal y profesional. A todas ellas eternamente GRACIAS:

En primer lugar, quiero agradecer a Dios, por haberme acompañado a lo largo de toda la carrera, por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad y brindarme una vida llena de aprendizajes, salud y sobre todo felicidad.

A mi querida familia, en especial a mis padres, Alejandro y Susana, por todo el amor y el aguante que me tuvieron en los momentos buenos y malos, por sus esfuerzos en darme una educación no solo académica, sino moral y con buenos valores. También a mis hermanos Sergio y Mauri, que además de ser mis choferes oficiales en los innumerables traslados a la terminal, siempre están presentes para cuidarme y ayudarme en todo momento.

A mis compañeros de la facu (sobre todo a mi camada), mis amigas de siempre, mis primos/as, tíos/as, los chicos de la pastoral universitaria, y por supuesto mi novio. Son estas personas las que le dan color a mi vida y la dosis de alegría necesaria, aun en los momentos de mucho estrés.

A mi directora y gran motivadora Geno, quien me transmitió, además de sus conocimientos, su pasión por conocer la naturaleza, respetarla y estudiarla con mucha responsabilidad. También a mi co-director Fito, que desde el primer momento aceptó sumarse al trabajo con predisposición y compromiso.

A la Facultad de Ciencias Forestales y sus docentes, por ser mi segunda casa durante estos años de estudio y por todas las enseñanzas recibidas. Al Instituto de Biología Subtropical y todo su equipo, que me dieron un lugar en sus campañas para que pueda tomar mis datos de campo. Al INTA Montecarlo por abrirme las puertas y brindarme datos y asesoramiento.

¡Sin la colaboración de todos ellos hoy no podría haber llegado a esta meta!

6. BIBLIOGRAFÍA

- ALVES, L. F.; Vieira, S. A.; Scarnello, M. A.; Camargo, P. B.; Santos, F. A. M.; Joly, C. A.; Martinelli, L. A. 2010. Forest structure and live above ground biomass variation along an elevation al gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management*. 260 (5): 679-691.
- ARRUDA, D. M.; Brandao, D. O.; Costa, F. V.; Tolentino, G. S.; Brasil, R. D.; D'angeloneto, S. N.; Nunes-Ferreira, Y. R. 2011. Structural aspects and floristic similarity among tropical dry forest fragments with different management histories in Northern Minas Gerais, Brazil. *Revista Árvore* 35: 131-142.
- ASNER, G. P., Hughes, R. F., Varga, T. A., Knapp, D. E., Kennedy-Bowdoin, T., 2009. Environmental and biotic controls over aboveground biomass throughout a tropical rain forest. *Ecosystems*. 12: 261-278.
- BAKER, T. R.; Phillips, O. L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Higuchi, N.; Killeen, T. J.; Laurance, S. G.; Laurance, W. F.; Lewis, S. L.; Lloyd, J.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Patino, S.; Pitman, N. C. A.; Silva, J. N. M.; Vasquez Martinez, R. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*. (10): 545-562.
- BALBOA-MURIAS, M. A.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A.; Álvarez-González, J. G. 2006. Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management* (237): 29-38.
- BASKERVILLE, G. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Canadian Journal of Forestry*. 2: 49-53.
- BAUHUS, J.; Van der Meer, P. J.; Kanninen, M. 2010. *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests*. Earthscan. London and Washington, DC. pp. 43-68.
- BERTHRONG, S. T.; Jobbágy, E. G.; Jackson, R. B. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*. 19 (8): 2228-2241.
- BERTHRONG, S. T.; Pineiro, G.; Jobbágy, E. G.; 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.
- BIRDSEY, R. 1992. Carbon storage and accumulation in United States forest ecosystems. GTR WO-59, USDA Forest Service, Washington, DC.

- BLUNDO, C.; Gasparri, N. I.; Malizia, A.; Clark, M.; Gatti, M. G.; Campanello, P. I.; Grau, R.; Paolini, L.; Malizia, L. R.; Chediack, S. E.; MacDonagh, P.; Goldstein, G. 2018. Relationships among phenology, climate and biomass across subtropical forests in Argentina. *Journal of Tropical Ecology*. 34 (2): 93-107.
- BONINSEGNA, J. A.; Villalba, R.; Amarilla, L.; Ocampo, J. 1989. *IAWA Bulletin*. 10 (2):161-169.
- BÖTTCHER, H.; Freibauer, A.; Scholz, Y.; Gitz, V.; Ciais, P.; Mund, M.; Wutzler, T.; Schulze, E. 2012. Setting priorities for land management to mitigate climate change. *Carbon Balance and Management* 7 (1): 1-18.
- BROWN, S.; Hall, Ch.; Knabe, W.; Raich, J.; Trexler, M.; Woomer, P. 1993. Tropical forest: their past, present and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water, Air and Soil Pollution*. (70): 71-94.
- BUGMANN, H.; Bigler, C. 2011. Will the CO₂ fertilization effect in forests be offset by reduced tree longevity? *Oecologia* 165: 533-544.
- BULFE, N. M. L.; Galvão, F., Figueiredo Filho, A.; Mac Donagh, P. 2010. Dinámica de claros artificiales en un bosque aprovechado en Misiones, noreste de Argentina. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo. 30 (64): 311-318.
- CABRERA, A. L. 1994. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería (2da. ed). Tomo II, Fase I. ACME, Buenos Aires. pp 11-14.
- CAPELLO, M. L. 2011. *Una Argentina competitiva, productiva y federal*. Cadena foresto industrial. IERAL de Fundación Mediterránea. (95): 9-27.
- CHAVE, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M. A.; Chambers J. Q.; Eamus, D.; Folster, H.; Fromard, N.; Higuchi, T.; Kira, J.; Lescure, P.; Nelson, B. W.; Ogawa, H.; Puig, H.; Riera, B.; Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145 (1): 87-99.
- CHAVE, J.; Muller Landau, H.C.; Baker, T.R.; Easdale, T.A.; ter Steege, H.; Webb, C.O. 2006 Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications* 16 (6): 2356-2367.
- CHEDIACK, S. E. 2008. Efecto de la explotación forestal sobre la estructura, diversidad y composición florística de los palmitales de la Selva Atlántica en Misiones, Argentina. *Revista de Biología Tropical*. 56 (2): 721-738.
- CIFUENTES, M. 2010. ABC del cambio climático en Mesoamérica. Programa Cambio. Turrialba, Costa Rica: Catie.

- COLEGIO DE INGENIEROS FORESTALES DE MISIONES. 2018. *Boletín de precios del mes de junio de 2018*. Extraído el 13 de septiembre de 2018, de: <http://neamisionesforestal.blogspot.com/p/precios-forestales.html>.
- COZZO, D. 1995. *Silvicultura de plantaciones maderables II*. Orientación Gráfica Editora S.R.L. Buenos Aires, Argentina. 557-564.
- CRECHI, E.; Frida, R.; Fernández, R.; Falher, J. 2001. Efecto de la intensidad de raleo en *Pinus taeda* L. sobre el crecimiento y la producción en el Noroeste de Misiones. INTA EEA Montecarlo. Informe Técnico N° 35.
- CUBERO, J.; Rojas, R. 1999. Fijación de carbono en plantaciones de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Bombacopsis quinata* en los cantones de Hojancha y Nicoya. Tesis de grado. Universidad Nacional. Guanacaste, Costa Rica. 93 pp.
- CUENCA, M. E.; Jadán, O.; Cueva, K.; Aguirre, C. 2014. Carbono y ecuaciones alométricas para grupos de especies y bosque de tierras bajas, Amazonía Ecuatoriana. *CEDAMAZ*. 4 (1): 21-31.
- DAUBER, E., Terán, J.; Guzmán, R. 2008. Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia. *Revista Forestal Iberoamericana*. 1 (1): 1-10.
- DEL CASTILLO, E.; Zapater, M.; Gil, M.; Del Castillo, N. 2003. *Investigaciones Botánicas y Silvícolas sobre Cedrela (Meliaceae) en Argentina*. XII Congreso Forestal Mundial, Quebec, Canadá. 0367- B4.
- DIXON, R.K.; Brown S.; Houghton, R. A.; Solomon, A. M.; Trexler, M. C.; Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- El ministerio de Ecología de Misiones presentó la actualización del ordenamiento de bosques nativos año 2017. *Misiones on line*. Extraído el 26 de noviembre de 2018, de: <https://misionesonline.net/2017/06/28/ministerio-ecologia-misiones-presento-la-actualizacion-del-ordenamiento-bosques-nativos-ano-2017/>.
- EPA. 2009. *Glossary of climate change terms*. United States Environmental Protection Agency, Extraído el 13 de septiembre de 2018, de <https://19january2017snapshot.epa.gov/climatechange/glossary-climate-change-terms .html>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. *Situación de los bosques del mundo 2001*. Parte II. Roma, Italia. 67 pp. Extraído el 08 de julio de 2018, de <http://www.fao.org/docrep/pdf/003/y0900s/y0900s02.pdf>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010*. Roma, Italia. 346 pp. Extraído el 09 de octubre de 2017, de <http://www.fao.org/3/a-i4793s.pdf>

- FAUSET, S.; Johnson, M. O.; Gloor, M.; Baker, T. R.; Monteagudo M. A.; Brienen, R. J. W.; Feldpausch, T. R.; Lopez-Gonzalez, G.; Malhi, Y.; Steege, H.; Pitman, N. C. A.; Baraloto, C.; Engel, J.; Pétronelli, P.; Andrade, A.; Camargo, J. L. C.; Laurance, S. G.W.; Laurance, W. F.; Chave, J.; Allie E.; et al. 2015. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*. 6 (6857).
- FIGUEROA-NAVARRO, C.; Etchevers-Barra, J. D.; Velázquez-Martínez, A.; Acosta-Mireles, M. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra*. 2: 57-64.
- FRANGI, J. L.; Lugo, A. E. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. *Ecological Monographs*. 55: 351-369.
- GATES, D. M.; Strain, B. R.; Weber, J. A.; 1983. Ecophysiological effects of changing atmospheric CO₂ concentration. Physiological Plant Ecology IV. *Encyclopedia of Plant Physiology, Springer-Verlag*. 503-526.
- GATTI, M. G.; Zaninovich, S. C.; Vespa, N. I.; Zurita, G. A. 2019. Moving away from the native forest edge: Changes in ecosystem processes towards the interior of *Pinus taeda* plantations. *Forest Ecology and Management*. 432: 967-975. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.10.036
- GAYOSO, J.; Guerra, J.; Alarcón, D. 2002. Contenido de carbono y funciones de biomasa en especies nativas y exóticas. Proyecto FONDEF. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 157 pp.
- GONZALES, P. G. 2013. *Valoración económica del secuestro de CO₂ en plantaciones de Vochysia lomatophylla (standl) "quillosa" de diferentes edades en el CIEFOR Puerto Almendra*. Tesis de grado. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Facultad de Ciencias Forestales. Iquitos, Perú. 74 pp.
- GONZALEZ-BENECKE, C. A.; Martin, T. A.; Cropper Jr, W. P.; Bracho, R. 2010. Forest management effects on in situ and ex situ slash pine forest carbon balance. *Forest Ecology and Management*. 260: 795-805.
- HARMON, M. E.; Ferrell, W. K.; Franklin, J. F. 1990. Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science*. 247 (4943): 699-702.
- HARMON, M. E.; Marks, B. 2002. Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir – western hemlock forests in the Pacific Northwest, U.S.A.: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research*. 32 (5): 863-877.
- HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; Dupuy, J. M.; Tun-Dzul, F.; May-Pat, F. 2011. Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology*. 26: 355-370.

- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1990. Atlas de suelo de la República Argentina. Provincia de Misiones, tomo II, 120 pp.
- INTI-CITEMA (Instituto Nacional de Tecnología Industrial – Centro de Investigación y Desarrollo de la Industria de la Madera y Afines). 2007. Listado de densidades secas de maderas. Buenos Aires, Argentina. Extraído el 22 de marzo de 2016, de http://www.inti.gov.ar/maderaymuebles/pdf/densidad_cientifico.pdf
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Houghton, J.T.; Meira Filho, L. G.; Callander, B. A.; Harris, N.; Kattenberg, A.; Maskell, K. Cambridge University Press, Great Britain.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. *Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero*. Eggleston, S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. Hayama, Japón. 4 (12): 12.7 pp.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Informe de síntesis. *Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático*. Pachauri, R. K.; Reisinger, A. (eds). Ginebra, Suiza. 104 pp.
- IZURIETA, C. 2004. Estrategia Forestal de la Provincia de Misiones. Instrumentos para el Diseño de Políticas. En: LLILAS. *Simposio Argentina and Brazil: The Future of Integration*. University of Texas at Austin.
- JENNY, H. 1941. Factors of soil formation. *MacGraw-Hill*. Nueva York. 181 pp.
- KAIPAINEN, T.; Liski, J.; Pussinen, A.; Karjalainen, T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environmental Science & Policy*. 7: 205-219.
- KEITH, H.; Mackey, B. G.; Lindenmayer, D. B. 2009. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106 (28) 11635-11640.
- KELLER, A. E.; 2018, septiembre. Área de Manejo Forestal, EEA INTA Montecarlo. Montecarlo, Argentina. Email: keller.aldo@inta.gov.ar.
- KÖRNER, C. 2000. Biosphere responses to CO₂ enrichment. *Ecological Applications*. 10 (6): 1590-1619.
- KÖRNER, C. 2003. Slow in, Rapid out: Carbon Flux Studies and Kyoto Targets. *Science*: 300: 1242-1243.
- KÖRNER, C. 2004. Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. *The royal society*. 359: 493-498.

- KURZ, W. A.; Beukema, S. J. Apps, M. J. 1998. Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 2: 405-421.
- LAURANCE, W. F.; Nascimento, H. E. M.; Laurance, S. G.; Condit, R.; D'Angelo, S.; Andrade, A. 2004. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *Forest Ecology and Management*. 190: 131-143.
- LIGIER, H. D. 1999. Caracterización geomorfológica y edáfica de la provincia de Misiones. Proyecto Arg. 85/019. Recursos naturales. EEA INTA Corrientes.
- LISKI, J.; Pussinen, A.; Pingoud, K.; Mäkipää, R.; Karjalainen, T. 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research*. 31 (11): 2004-2013.
- LIZARRALDE, I.; Broto, M.; Rodríguez, F.; Bravo, F. 2008. Taper Equations and Wood Products: Assessing the Carbon Flow of the Forest Through Its Products. Bravo F., Jandl R., LeMay V., von Gadow K. (eds). *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Dordrecht, Holand. 17: 165-177.
- LÓPEZ CRISTÓBAL, L.; Grance, L. A.; Maiocco, D. C.; Eibl, B. I. 1996. Estructura y composición del bosque nativo, en el predio de Guaraní. *Yvyrareta* N° 9: 30-37.
- MALHI, Y.; Baldocchi, D. D.; Jarvis, P. G. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forest. *Plant, Cell and Environment*. 22: 715-740.
- MALHI, Y.; Baker, T. R.; Phillips, O. L.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Arroyo, L.; Chave, J.; Czimczik, C. I.; Di Fiore, A.; Higuchi, N.; Killeen, T. J.; Laurance, S. G.; Laurance, W. F.; Lewis, S. L.; Mercado Montoya, L. M.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Núñez Vargas, P.; Patiño, S.; Pitman, N. C. A.; Quesada, C. A.; Salomão, R.; Macedo Silva, J. N.; Torres Lezama, A.; Vásquez Martínez, R.; Terborgh, J.; Vinceti, B.; Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*. 10: 563-591.
- MAREK, M. A. 2016. Fabricación de tableros compensados. 2da Ed. Tomo 1. Universidad Nacional de Misiones. 22 pp.
- MARLAND, G.; Schlamadinger, B. 1997. Forests for carbon sequestration or fossil fuel substitution? A sensitivity analysis. *Biomass and Bioenergy* (13): 389-397.
- MARTIARENA, R. A. 2008. Cuantificación y evaluación del contenido de Fósforo exportado en plantaciones de *Pinus taeda* conducido con diferentes intensidades de raleo y alternativos sistemas de cosecha. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Misiones. Eldorado, Misiones, Argentina. 76 pp.

- MARTIARENA, R. A.; Frangi, J. L.; Pinazo, M. A.; VonWallis, A.; Fernández, R. A. 2011. Effect of Thinning and Harvest Type on Storage and Losses of Phosphorous in *Pinus taeda* L. Plantations in Subtropical Argentina. *International Journal of Forestry Research*. Vol. 2011, Article ID 761532.
- MARTIARENA, R. A.; Crechi, E.; Pinazo, M.; Von Wallis, A.; Marquina, J.; Monteoliva, S. 2014. Efecto del raleo sobre el crecimiento y la densidad de la madera de *Pinus taeda* implantado en Misiones, Argentina. *Ciência Florestal, Santa Maria*. 24 (3): 655-663.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, E. R. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science*. 3: 400-405.
- MERINO, A.; Rey, C.; Brañas, J.; Rodríguez, R. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12 (2): 85-98.
- MURARA JUNIOR, M. I.; Pereira da Rocha, M.; Timofeiczuk Junior, R. 2005. Rendimento em madeira serrada de *Pinus taeda* para duas metodologias de desdobro. *Floresta*. 35 (3): 473-483.
- NABUURS, G. J.; Masera, O.; Andrasko, K.; Benitez-Ponce, P.; Boer, R.; Dutschke, M.; Elsidig, E.; Ford-Robertson, J.; Frumhoff, P.; Karjalainen, T.; Krankina, O.; Kurz, W.; Matsumoto, M.; Oyhantcabal, W.; Ravindranath, N. H.; Sanchez, X.; Zhang, M. J. S. 2007. Forestry in Metz, B.; Davidson, O. R.; Bosch, P. R.; Dave, R.; Meyer, L. A. (eds) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge and New York. 543-578.
- NUTTO, L.; Spathelf, P.; Selling, I. 2006. Management of individual tree diameter growth and implications for pruning for brazilian *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. *Floresta*. 36 (3): 397- 413.
- ORTIZ BARRIOS, R.; Martínez, S. D.; Vázquez Rabanales, D. E.; Juárez, W. S. 2016. Determinación del coeficiente y calidad de aserrío del género *Pinus* en la región sierra sur, Oaxaca, México. *Colombia Forestal*. 19 (1): 79-93.
- PACHECO, A. G. 2011. *Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea por compartimientos en reforestaciones de Pinus patula Schl. et Cham, en Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca*. Tesis de grado. Universidad de la Sierra Juárez. México. 58 pp.
- PAIPA RIOS, N. A.; Triana Gómez, M. A. 2017. Estimación del carbono almacenado en la biomasa aérea de un bosque húmedo tropical en Paimadó, Chocó. *Ingenierías USBMed*. 9 (1): 18-29.

- PINAZO, M. A.; Martiarena, R. A.; Von Wallis, A.; Crechi, E.; Pahr, N. M.; Knebel, O. 2007. Efectos de la intensidad de raleo sobre la compartimentalización y stock de carbono en plantaciones de *Pinus taeda* L. establecida sobre Ultisoles de Misiones. *RIA*. 36 (1): 5-20.
- PUSSINEN, A.; Karjalainen, T.; Mäkipää, R.; Valsta, L.; Kellomäki, S. 2002. Forest carbon sequestration and harvests in Scots pine stand under different climate and nitrogen deposition scenarios. *Forest Ecology and Management*. 158: 103-115.
- REY, C.; Brañas, J.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A. 2001. Biomasa y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. don del norte de España. *III Congreso Forestal Español "Sierra Nevada 2001"* Granada, España.
- SAATCHI, S. S.; Houghton, R. A.; Dos Santos Alvala, R. C.; Soares J. V.; Yu, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*. 13: 816-837.
- SCHLESINGER, W. H. 1997. Biogeochemistry: an Analysis of Global Change. *Academic Press*, San Diego, CA. USA. 588 pp.
- SCHULZE, E. D.; Wirth, C.; Heimann, M. 2000. Managing Forests After Kyoto. *Science*. 289: 2058 pp.
- SKOG, K. E.; Nicholson, G. A. 1998. Carbon cycling through wood products: the role of wood and paper products in carbon sequestration. *Forest products journal*. 48 (7/8): 75-83.
- SLIK, J. W. F.; Paoli, G.; McGuire, K.; Amaral, I.; Barroso, J.; Bastian, M.; Blanc, L.; Bongers, F.; Boundja, P.; Clark, C.; Collins, M.; Dauby, G.; Ding, Y.; Doucet, J.; Eler, E.; Ferreira, L.; Forshed, O.; Fredriksson, G.; Gillet, J.; Harris, D.; Leal, M.; Laumonier, Y.; Malhi, Y.; Mansor, A.; Martin, E.; Miyamoto, K.; Araujo-Murakami, A.; Nagamasu, H.; Nilus, R.; Nurtjahya, E.; Oliveira, A.; Onriza, O.; Parada-Gutierrez, A.; Permana, A.; Poorter, L.; Poulsen, J.; Ramirez-Angulo, H.; Reitsma, J.; Rovero, F.; Rozak, F.; Sheil, D.; Silva-Espejo, J.; Silveira, M.; Spironelo, W.; Steege, H.; Stevart, T.; Navarro-Aguilar, E.; Sunderland, T.; Suzuki, E.; Tang, J.; Theilade, I.; van der Heijden, G.; van Valkenburg, J.; Van Do, T.; Vilanova, E.; Vos, V.; Wich, S.; Wöll, H.; Yoneda, T.; Zang, R.; Zhang, M. and Zweifel, N. 2013. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*. 22: 1261-1271.
- SOIL TAXONOMY. *A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. 1999. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. Second Edition. 163 pp.

- SUBSECRETARIA DE DESARROLLO FORESTAL DE LA PROVINCIA DE MISIONES.
2016. Actualización del inventario de bosques cultivados de la provincia de Misiones. (Sistema de Información Foresto-Industrial). Convenio SDESFOR, FAO, FCF. 68 pp.
- SWAINE, M. D.; Whitmore, T. C. 1988. On the definition of the ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio*. (75): 81-86.
- TAMANI, J. F. 2015. *Biomasa total y stock de carbono en tres tipos de bosque en la cuenca media del río Arabela, Loreto-Perú*. Tesis de grado. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. 54 pp.
- TRESSENS, S.; Revilla, V. 1997. Riqueza florística de un bosque nativo de 5000 hectáreas conducido racionalmente en la provincia de Misiones. En: *Congreso forestal argentino y latinoamericano*. AFoA. (v2, pp. 271-277). Posadas Argentina.
- VESPA, N. I.; Zurita, G. A.; Bellocq, M. I. 2014. Functional responses to edge effects: seed dispersal in the southern Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*. 328: 310-318.
- VIEIRA, S.; Trumbore, S.; Camargo, P. B.; Selhorst, D.; Chambers, J. Q.; Higuchi, N.; Martinelli, L. A. 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 102 (51): 18502-18507.
- VIEIRA, S. A.; Alves, L. F.; Aidar, M.; Spinelli Araújo, L.; Baker, T.; Ferreira Batista, J. L.; Cruz Campos, M.; Barbosa Camargo, P.; Chave, J.; Carvalho Delitti, W. B.; Higuchi, N.; Honorio, E.; Joly, C. A.; Keller, M.; Martinelli, L. A.; Arcoverde de Mattos, E.; Metzker, T.; Phillips, O.; Maes dos Santos, F. A.; Takako Shimabukuro, M.; Silveira, M.; Trumbore, S. E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*. 8 (2): 21-29.
- ZANINOVICH, S. C.; Fontana, J. L.; Gatti, M. G. 2016. Atlantic Forest replacement by non-native tree plantations: comparing aboveground necromass between native forest and pine plantation ecosystems. *Forest Ecology and Management*. 363: 39-46.
- ZANINOVICH, S. C. 2017a. *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. Corrientes, Argentina. 173 pp.
- ZANINOVICH, S. C.; Montti, L. F.; Alvarez, M. F.; Gatti, M. G. 2017b. Replacing trees by bamboos: Changes from canopy to soil organic carbon storage. *Forest Ecology and Management*. 400: 208-217.

ZAPATER, M. A.; Del Castillo, E. M.; Pennington, T. D. 2004. El género *Cedrela* (Meliaceae) en la Argentina. *Darwiniana*. 42(1-4): 347-356.

ZURITA, G. A.; Bellocq, M. I. 2012. Bird assemblages in anthropogenic habitats: identifying a suitability gradient for native species in the Atlantic forest. *Biotropica*. 44: 412-419.

7. ANEXOS

Anexo 1. Frecuencia de especies nativas por sitio

Especies	BN1	BN2	BN3	BN4	BN5	BN6	BN7	Total
<i>Actinostemon concolor</i>					5			5
<i>Albizia niopoides</i>		1						1
<i>Alchornea sp.</i>						7		7
<i>Alchornea triplinervia</i>				1				1
<i>Allophylus edulis</i>			2					2
<i>Apuleia leiocarpa</i>		1						1
<i>Aralia warmingiana</i>	1	1						2
<i>Aspidosperma australe</i>		1						1
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1	1		2				4
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	2					1	2	5
<i>Banara tomentosa</i>					1		1	2
<i>Bauhinia forficata</i>					1			1
<i>Cabrlea canjerana</i>				1			1	2
<i>Calliandra foliosa</i>	3							3
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>						1		1
<i>Casearia decandra</i>			1					1
<i>Cedrela fissilis</i>						3		3
<i>Ceiba speciosa</i>							2	2
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	1		3	2	2		9
<i>Chrysophyllum marginatum</i>				1	1		1	3
<i>Cordia americana</i>	1		9					10
<i>Cordia ecalyculata</i>						1		1
<i>Cordia trichotoma</i>					1	1		2
<i>Diatenopterix sorbifolia</i>		2	11		1			14
<i>Eugenia burkatiana</i>					1			1
<i>Eugenia pyriformis</i>					1			1
<i>Euterpe edulis</i>				39		6	14	59
<i>Fabaceae</i>						1		1
<i>Guarea kunthiana</i>	3	6		2				11
<i>Hennecartia omphalandra</i>					1			1
<i>Holocalix balansae</i>			1					1
<i>Jacaratia spinosa</i>		1			1	1		3
<i>Lonchocarpus leucantus</i>				1				1
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>					2			2
<i>Machaerium stipitatum</i>	1						1	2
<i>Matayba eleagnoides</i>			1					1
<i>Myrsine sp</i>							1	1
<i>Myrtaceae</i>							1	1
<i>Nectandra lanceolata</i>	1		4					5
<i>Nectandra megapotamica</i>	2	2	4	1		1	2	12

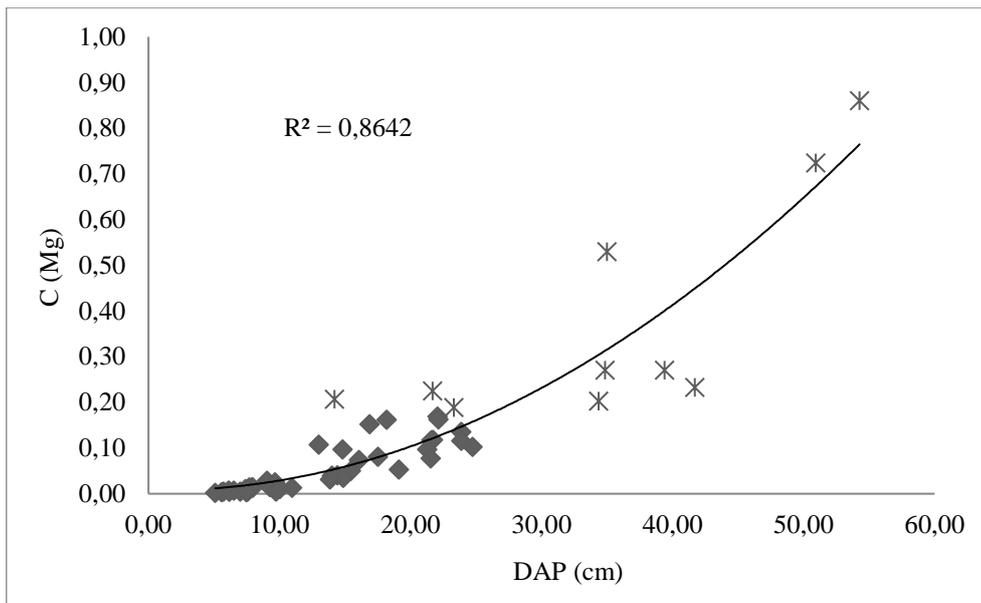
<i>NN</i>						2		2
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	3				2	1	7
<i>Ocotea puberula</i>			1					1
<i>Parapiptadenia rigida</i>						1	1	2
<i>Parapiptadenia rigida</i>	2	1		1				4
<i>Piper sp.</i>			1					1
<i>Rupretchia laxiflora</i>		1	1					2
<i>Schefflera morototoni</i>			1					1
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1							1
<i>Seguiera aculeata</i>					1			1
<i>Simira sampaioana</i>			1	1				2
<i>Sorocea bonplandii</i>	9	10	7	3	9	15		53
<i>Syagrus romanzoffiana</i>					1			1
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>					1			1
<i>Trichilia catiguá</i>	1			7			1	9
<i>Trichilia clausenii</i>					2	3		5
Total general	30	28	38	62	31	43	47	279

Anexo 2. Listado de especies nativas que mayor carbono almacenan en su biomasa aérea y parámetros relacionados a ello.

N°	Especies	C (Mg)	DAP (cm)	H (m)	ρ (gr/cm ³)
1	<i>Cedrela fissilis</i>	0,86	54,27	16,33	0,53
2	<i>Aspidosperma australe</i>	0,72	50,93	15,00	0,73
3	<i>Cordia trichotoma</i>	0,53	35,01	21,35	0,6
4	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	0,27	34,85	19,00	0,46
5	<i>Aralia warmingiana</i>	0,27	39,39	14,50	0,47
6	<i>Ceiba speciosa</i>	0,23	41,70	20,50	0,26
7	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	0,22	21,69	11,25	0,72
8	<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,21	14,20	15,75	0,95
9	<i>Albizia niopoides</i>	0,20	34,38	12,00	0,56
10	<i>Nectandra megapotamica</i>	0,19	23,33	13,75	0,6

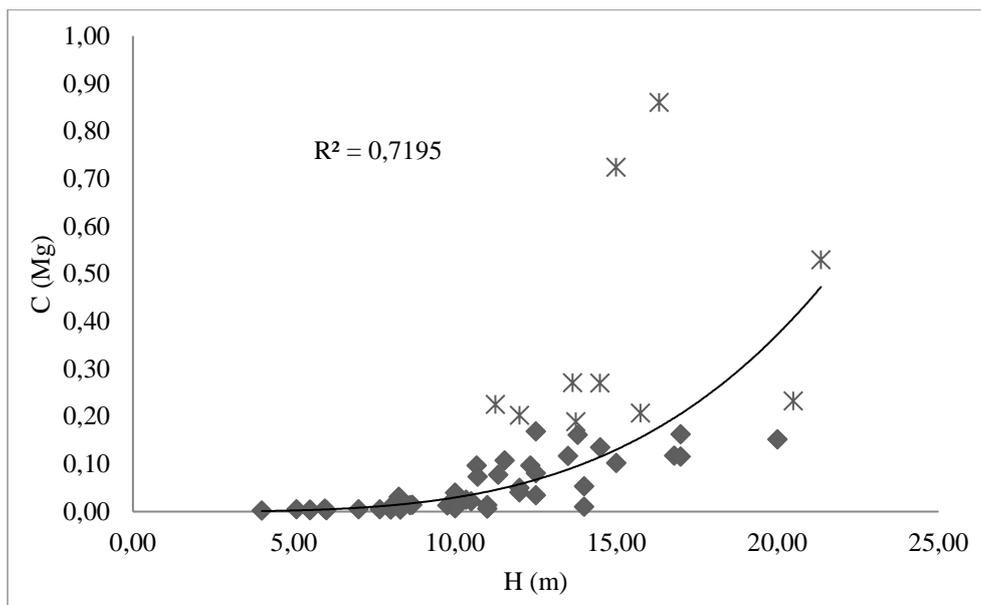
Referencias. C: contenido promedio de carbono por especie; DAP: diámetro promedio a la altura de pecho; H: Altura total promedio; ρ : densidad básica de la madera.

Anexo 3. Carbono almacenado por especies según DAP promedio.



Referencias. Los puntos en asteriscos (*) representan a las diez especies con mayor almacenamiento de carbono.

Anexo 4. Carbono almacenado por especies según altura promedio.



Referencias. Los puntos en asteriscos (*) representan a las diez especies con mayor almacenamiento de carbono.