

Impacto del Mercado del Carbono en la Performance Económica de Proyectos Forestales. - Estudio de Caso para *Pinus taeda* en Uruguay -

Ing. Agr. Isabel Loza - Balbuena

New Zealand School of Forestry. University of Canterbury
e- mail gib19@student.canterbury.ac.nz

Resumen

El presente trabajo analiza el impacto potencial del mercado del carbono en la performance económica de diferentes sistemas de manejo silvicultural en plantaciones forestales de *Pinus taeda* en Uruguay. Se asume que las plantaciones forestales serán aceptadas en el Mecanismo de Desarrollo Limpio y que los créditos de carbono serán transferidos directamente al productor forestal. Los créditos de carbono (US\$/t C) fueron incluidos en el análisis de flujos de caja descontados para poder analizar: (i) Valor esperado de la tierra (VET); (ii) el largo de rotación óptimo (LRO); (iii) el manejo silvicultural de mejor resultado económico. Los créditos de carbono fueron contabilizados a través de la actual metodología (*real-time*) y a través de dos metodologías alternativas: *one-time* y *tonne-year* propuestas por Maclaren (2000) y Moura-Costa (2000). Se realizaron análisis de sensibilidad del VET, LRO para diferentes valores de créditos de carbono (10 US\$/t C, 50 US\$/t C, 100 US\$/t C) y tasas de descuento (8% y 12%).

Se observó que el VET aumentó al incluir créditos de carbono en el análisis económico. Este efecto se observó para todos los valores de créditos de carbono y para ambas tasas de descuento analizadas. El LRO aumentó en la mayoría de los casos, pero el mayor impacto se observó a valores de créditos mayores a 50 US\$/t C, a tasas de descuento de 8%, y para las metodologías de contabilidad de carbono *one-time* y *real-time*. Contrariamente, la metodología *tonne-year* tuvo un impacto muy leve en el turno óptimo de corta para todos los valores de créditos de carbono y tasas de descuento analizadas. De los cuatro manejos silviculturales analizados el manejo con raleo a 600 árboles/ha a los 6 años fue el que mostró mejor performance económica en todos los casos.

Se concluye que la performance económica de los proyectos mejora a medida que aumenta el valor de los créditos de carbono y disminuye la tasa de descuento. Para los métodos *real-time* y *one-time* los valores y tendencias de VET, LRO fueron similares y mayores que con el método *tonne-year*. Para el VET se observó interacción entre los manejos silviculturales y el largo de rotación.

1. Introducción

El hecho de reconocer el rol de los bosques como sumideros y/o reservorios de carbono puede influir en la toma de decisiones de manejo silvicultural con respecto a las decisiones tradicionales basadas exclusivamente en la producción de madera. Es dable esperar que si el mercado del carbono es implementado, las plantaciones forestales son aceptadas dentro del Mecanismo de Desarrollo Limpio, y el gobierno entrega directamente al productor forestal la totalidad de los créditos de carbono generados, la toma de decisiones silviculturales en plantaciones de *Pinus taeda* en Uruguay se vería afectada.

Una vez que la tierra ha sido destinada al uso forestal, el manejo silvicultural que será establecido y el

largo de rotación óptimo, entre otras, son decisiones importantes que el productor forestal debe tomar. Dichos conceptos son analizados desde el punto de vista económico, incluyendo además los créditos de carbono. Asimismo se evalúan diferentes métodos de contabilidad de carbono secuestrado y diferentes precios de créditos de carbono.

2. Marco Conceptual

2.1 Indicadores económicos

Varios indicadores pueden ser utilizados para evaluar la performance económica de proyectos forestales. Los indicadores más comúnmente utilizados son: valor actual neto (VAN), tasa interna de retorno

(TIR), relación beneficio/costo (B/C), y valor esperado de la tierra (VET).

2.1.1 Valor actual neto (VAN)

Se calcula como la sumatoria del valor presente de los ingresos menos la sumatoria del valor presente de los costos, y es expresado mediante la siguiente fórmula:

$$VAN = \sum_{y=0}^n \frac{I_y}{(1+D)^y} - \sum_{y=0}^n \frac{C_y}{(1+D)^y}$$

(Ecuación 1)

Donde I_y y C_y son ingresos y costos, respectivamente, ocurridos en el año y , e i es la tasa de descuento. Un VAN positivo indica que la tasa de retorno esperada del proyecto es mayor que la tasa de descuento utilizada.

2.1.2 Tasa interna de retorno (TIR)

Otro indicador económico comúnmente usado es la tasa interna de retorno, que es la tasa de interés que iguala el VAN a 0 (Pearse 1990; Klemperer 1996) y es calculado a través de la siguiente fórmula:

$$\sum_{y=0}^n \frac{I_y}{(1+TIR)^y} - \sum_{y=0}^n \frac{C_y}{(1+TIR)^y} = 0$$

(Ecuación 2)

Este indicador es usado fundamentalmente por inversores que desean maximizar los retornos de su dinero en una inversión con bajos costos iniciales e ingresos tempranos (Pearse 1990).

2.1.3 Valor esperado de la tierra (VET)

El valor actual neto de una serie futura de rotaciones a intervalos regulares, es llamado VET (Pearse 1990), o valor económico de la tierra. Este indicador puede ser usado para comparar proyectos cuando se asume que el mejor uso de la tierra es bajo una plantación forestal en perpetuidad, y que cada rotación poseerá costos e ingresos idénticos. Es calculado en base a una serie de rotaciones en perpetuidad. Matemáticamente puede ser calculado en base al VAN de la primera rotación de la siguiente manera:

$$VET = VAN * \frac{(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (\text{Ecuación 3})$$

donde n es el largo de rotación en años.

2.2 Largo de rotación óptimo (LRO)

Una de las decisiones más importantes a tomar en manejo forestal es el momento óptimo de cosechar el monte (Pearse 1990). El largo de rotación óptimo puede ser analizado desde el punto de vista biológico o económico. Un criterio para seleccionar el largo de rotación óptimo es el tamaño medio del tronco, otros son la edad a la cual el volumen del bosque es máximo o cuando la tasa de crecimiento es máxima. La máxima tasa de crecimiento se logra cuando el incremento medio anual (IMA) es máximo, lo cual ocurre cuando el incremento corriente anual (ICA) iguala el IMA.

El óptimo largo de rotación desde el punto de vista económico ocurre cuando la diferencia entre el valor presente de ingresos y costos es máximo, o lo que es lo mismo, cuando el VAN es máximo (Pearse 1990) o el VET es máximo (Klemperer 1996).

2.3 Métodos de contabilidad de carbono

Un elemento clave para el comercio de créditos de carbono es el método de contabilidad de carbono secuestrado por los ecosistemas forestales. Existen tres métodos de contabilidad de carbono que han sido discutidos internacionalmente; ellos son llamados: *real time*, *tonne-year* y *one-time* (Maclaren y Ford-Robertson 2000).

2.3.1 Real-time

El método de contabilidad de carbono *real-time* refleja exactamente lo que ocurre en el sitio forestal (Maclaren 2000). De acuerdo con este método, cuando el stock de carbono aumenta, se podrían reclamar créditos de carbono y cuando el stock de carbono disminuye se deberían pagar débitos. Los cambios en el stock de carbono deben ser obtenidos a través de inventarios sucesivos. El costo de participar en el mercado del carbono y monitorear dichos cambios en el stock de carbono, dependerá de la frecuencia con que dichos inventarios deban ser tomados, así como los componentes del stock de carbono que deban ser medidos.

2.3.2 One-time

A través de este método de contabilidad, los créditos son obtenidos por una sola vez y son pagados al dueño de la tierra que decide transformar un sitio con bajo contenido de carbono (por ejemplo una pastura natural) y transformarlo en un mayor reservorio de carbono en perpetuidad (Maclaren y Ford-Robertson 2000). La cantidad de créditos de carbono a comercializar es obtenida mediante la estimación del stock de carbono

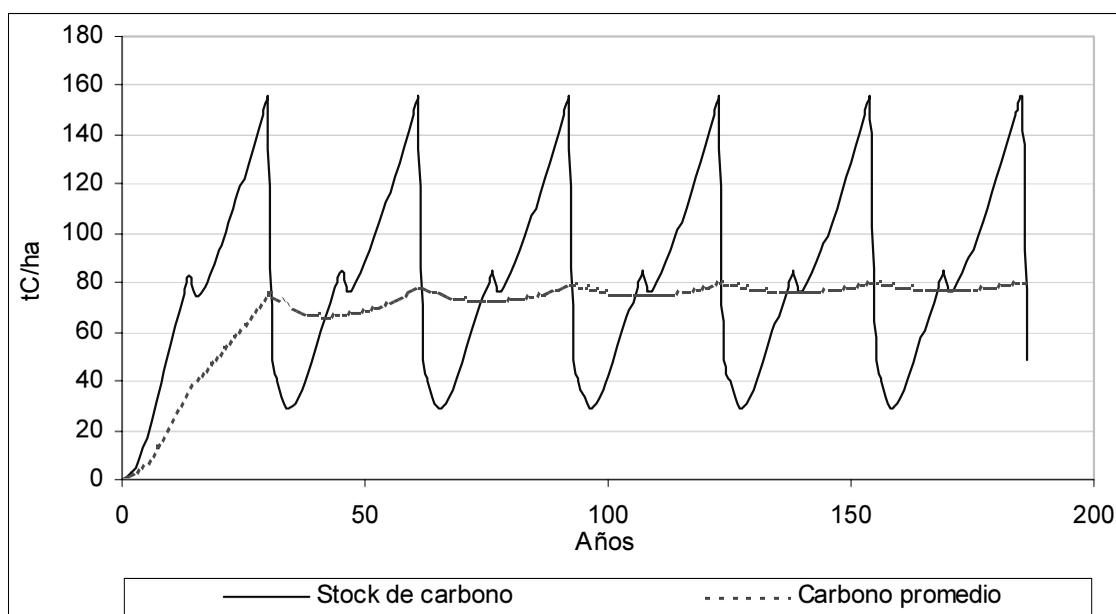


Figura 1 Stock de carbono y stock de carbono promedio en rotaciones sucesivas de 30 años bajo el manejo número 3.

promedio logrado en el largo plazo, utilizando modelos de simulación de carbono. El stock de carbono promedio de determinado número de rotaciones sucesivas se calcula como la sumatoria del stock de carbono presente hasta determinado momento, dividido por el número de años. En el largo plazo este valor se estabiliza (Figura 1). El stock que se alcanzaría en el largo plazo medido en la primera rotación es la cantidad de créditos que se pueden reclamar por única vez. Dicha cantidad de carbono debe ser mantenida en perpetuidad, y en caso contrario, se pagarían débitos por una cantidad de carbono equivalente a la recibida en forma de créditos.

2.3.3 Tonne-year

Este método compara el impacto de diferentes proyectos de mitigación de calentamiento global. Compara reservorios de carbono temporarios con reservorios permanentes o con el hecho de evitar emisiones de carbono (Moura-Costa y Wilson 2000). El tiempo por el cual el CO_2 debe permanecer secuestrado en forma de biomasa o en el suelo para prevenir el efecto acumulativo de calentamiento de la atmósfera es llamado “tiempo equivalente”. A partir del “tiempo equivalente” se calcula un “factor equivalente” que corresponde al inverso del tiempo equivalente ($1/Te$). Este factor se utiliza para convertir el efecto climático de un reservorio de carbono temporal en la cantidad equivalente de

emisiones dejadas de emitir. Utilizando un tiempo equivalente de 55 años propuesto por Moura-Costa y Wilson (2000) el efecto de secuestrar una tonelada de carbono por un año es equivalente a prevenir el efecto de calentamiento que causaría la liberación de 0.0182 toneladas de carbono a la atmósfera.

A través de esta metodología de contabilidad, se generarían créditos por el número de toneladas de carbono secuestradas cada año. Por cada tonelada de carbono mantenida en el sitio forestal en forma de biomasa el proyecto recibiría créditos equivalentes a 0.0182 tC/año.

Metodología

3.1 Manejos silviculturales

Cuatro manejos silviculturales (Tabla 1) fueron simulados para analizar: (i) el VET de cada uno de ellos sin incluir créditos de carbono, (ii) estimar el stock de carbono, (iii) estimar los créditos de carbono generados bajo las tres metodologías de contabilidad, (iv) estimar el VET al incluir créditos de carbono a diferentes valores (US\$/tC 10, 50, 100).

Tabla 1. Manejos silviculturales simulados

	Manejos silviculturales			
	1	2	3	4
Densidad de plantacion	1000	1000	1000	1000
Edad primer raleo (años)		6	3	4
Poblacion remanente (arb/ha)		600	666	900
Edad segundo raleo (años)			10	8
Poblacion remanente (arb/ha)			500	750
Edad tercer raleo (años)			15	12
Poblacion remanente (arb/ha)			250	500
Edad cuarto raleo (años)				16
Poblacion remanente (arb/ha)				250

3.2 Estimación de stocks de carbono

El carbono acumulado en la biomasa forestal se distribuye en diferentes componentes (tronco, ramas, hojas, raíces, superficie forestal y horizontes minerales del suelo). Idealmente todos estos componentes deben ser contabilizados.

Uno de los métodos posibles para estimar el stock de carbono es mediante la estimación de volúmenes de fustes, utilizando modelos de crecimiento. Dichos volúmenes son transformados en peso conociendo la densidad básica de la madera. A partir del peso del tronco pueden estimarse los demás componentes de la biomasa total (ramas, hojas y raíces). Cierta proporción de biomasa de los árboles pasa a formar parte de la biomasa de la superficie forestal, que a su vez se descompone a determinada tasa anual.

En este estudio el volumen del fuste con corteza (m³/ha) fue estimado utilizando el software SISPINUS desarrollado en Embrapa, Brasil. El peso del tronco fue calculado multiplicando el volumen por la densidad de la madera, la cual fue estimada mediante la siguiente regresión ajustada a una serie de datos publicados por (Schultz 1997).

$$\text{Densidad básica (t/m}^3\text{)} = 0.0042 \cdot \text{edad} + 0.3374 \quad \text{(Ecuación 4)}$$

La biomasa de hojas y ramas se estimó en base a datos publicados (Ralston 1973; Larsen *et al.* 1976; Kinnerson *et al.* 1977; Taras 1978; Cannel 1982), ajustándose regresiones de porcentaje de ramas y hojas en relación al peso del tronco. Las ecuaciones ajustadas fueron las siguientes;

$$\text{Proporción de hojas (\% del peso del tronco)} = 2800.5 \cdot \text{edad}^{-2.0328} \quad \text{(Ecuación 5)}$$

$$\text{Proporción de ramas (\% del peso del tronco)} = 311.29 \cdot \text{edad}^{-0.9818} \quad \text{(Ecuación 6)}$$

Se asumió que el peso de las raíces constituye un porcentaje fijo (23%) del peso del tronco.

$$\text{Peso de raíces} = \text{Peso del tronco} \cdot 0.23 \quad \text{(Ecuación 7)}$$

Se asumió que el carbono en el suelo antes de instalarse la plantación forestal era 0 y que no existen cambios en el stock de carbono en el suelo entre sucesivas rotaciones. Para la biomasa de hojas y ramas que permanece en el suelo luego de operaciones de raleo (raleos a pérdida y residuos no extraídos en raleos comerciales) y para las raíces que quedan en el suelo al ralear dichos arboles, se simuló una tasa de descomposición exponencial de 20 % anual. Se prefirió utilizar esta tasa de descomposición anual por ser más conservadora que la de 10% lineal recomendada por IPCC (1996).

A partir de las estimaciones obtenidas con el software SISPINUS y las ecuaciones 4 a 7 se estimó el stock de carbono presente en cada año y el stock de carbono promedio durante 6 rotaciones sucesivas. Dichas estimaciones fueron utilizados para calcular los créditos de carbono que serian generados con los tres métodos de contabilidad de carbono.

Tabla 2. Supuestos de precios y costos utilizados para el calculo del VET

Costos	Unidades		Ingresos	Unidades	
Plantacion	US\$/ha	200	Troza 1 (puesto en aserradero)	US\$/m ³	45
Mantenimiento	US\$/año	15	Troza 2 (puesto en aserradero)	US\$/m ³	32
Raleo	US\$/m ³	9	Troza 3 (puesto en aserradero)	US\$/m ³	18
Cosecha	US\$/m ³	10	Reintegro	US\$/ha	129.6
Transporte (40km de aserradero)	US\$/m ³	3			

3.3 Análisis económico (calculo de VET)

El VET de cada manejo silvicultural, fue calculado utilizando las ecuaciones 1 y 3. Los ingresos y costos fueron calculados utilizando los supuestos presentados en Tabla 2. En los ingresos también fue incluido el reintegro establecido por la Ley 15939, que es pagado al productor forestal al año de la plantación. Dichos reintegros son establecidos por División Forestal (MGAP) y el valor utilizado es el vigente para el periodo Julio-2000 a Julio-2001. La tasa de cambio utilizada fue 12.5 pesos uruguayos por cada dólar americano (US\$).

Para el calculo del VET “base” se asumió una tasa de descuento de 12%. Los créditos generados según cada metodología de contabilidad, fueron sumados al VET “base” asumiendo un precio de US\$ 10/tC.

3.4 Análisis de sensibilidad de VET

Dado que el VET varia según la tasa de descuento utilizada, el largo de rotación, la inclusión o no del reintegro, y el valor de los créditos de carbono, se realizaron análisis de sensibilidad del VET a dichas variables (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis de sensibilidad del VET

Tasa de descuento	Largo de rotacion	Reintegro	Precio de carbono (US\$/tC)
8%	20 a 30 años	incluido	0
			10
			50
			100
		excluido	0
			10
			50
			100
12%	20 a 30 años	incluido	0
			10
			50
			100
		excluido	0
			10
			50
			100

3.5 Variación del LRO a diferentes valores de créditos de carbono y metodologías de contabilidad

Cada metodología de contabilidad genera diferente valor total de créditos de carbono, lo que hace variar el efecto de dichos créditos en el largo de rotación óptimo. Esto fue analizado a través la edad cuando ocurre el máximo VET al incrementar el valor de los créditos de carbono a 50 y 100 US\$/t C, contabilizados a través de los tres métodos de contabilidad.

4. Resultados

4.1 VET y LRO sin incluir créditos de carbono

La tendencia del VET en función del largo de rotación para los cuatro manejos silviculturales analizados, sin incluir créditos de carbono, se presenta en la Figura 2. Los manejos silviculturales 1, 2, y 3 presentan VET similares para diferentes largos de rotación. Sin embargo, el manejo número 4 presenta valores menores. A pesar de que los manejos 3 y 4 generan volúmenes totales similares, los ingresos generados por el manejo 3 son mayores. Esto se da por una mayor proporción de trozas de mayor valor (troza 1). Opuestamente, los manejos 1 y 2 generan mayores

volúmenes que los manejos anteriores pero con mayor proporción de trozas de menor valor (trozas 2 y 3). Se puede observar una interacción entre el VET y el largo de rotación. Para rotaciones más cortas, el manejo menos intensivo (manejo 1) es el que generaría mayor VET, pero para rotaciones largas sería más rentable realizar manejos más intensivos. Rotaciones largas bajo manejos intensivos permiten generar productos de mayores diámetros, mejor calidad y por lo tanto mayores precios, aumentando así los ingresos y el VET. En general se observa que el VET tiende a disminuir en el rango de rotaciones de 17 a 30 años. Esto se debe a que el máximo VET ocurre a edades de 19, 19, 19 y 21 años, para los regímenes 1 a 4 respectivamente (Tabla 4).

En la Tabla 4 se presentan los largos de rotación óptimos para cada manejo silvicultural variando la tasa de descuento con y sin reintegro. En todos los manejos el largo de rotación óptimo económico (máximo VET) a ambas tasas de descuento, ocurre a edades menores que el largo de rotación óptimo biológico (máximo IMA). Como es dable esperar al disminuir la tasa de descuento de 12% a 8%, el LRO se incrementa. A su vez, la eliminación del reintegro no altera la edad óptima de corta, en la mayoría de los manejos.

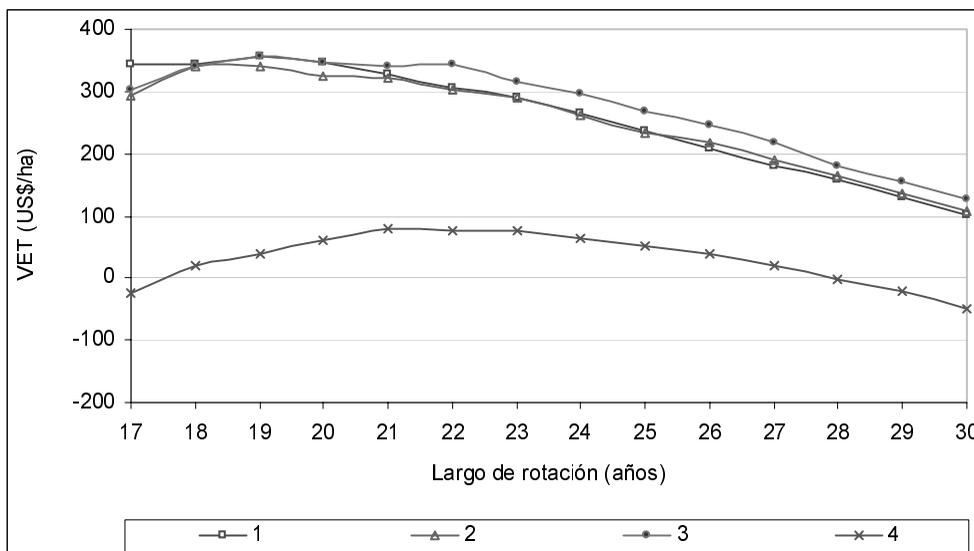


Figura 2 VET a 12% de tasa de descuento sin incluir créditos de carbono, para los manejos 1, 2, 3 y 4 en función del largo de rotación

Tabla 4 Largos de rotación óptimos biológicos y económicos (edad al máximo IMA y máximo VET, respectivamente) de cuatro manejos silviculturales a tasas de descuento de 12% y 8%, con y sin reintegros.

Manejo	Edad al máximo IMA	Edad al máximo VET			
		12%		8%	
		Con reintegro	Sin reintegro	Con reintegro	Sin reintegro
1	21	19	19	20	20
2	25	19	19	23	20
3	30	19	19	22	22
4	28	21	21	26	26

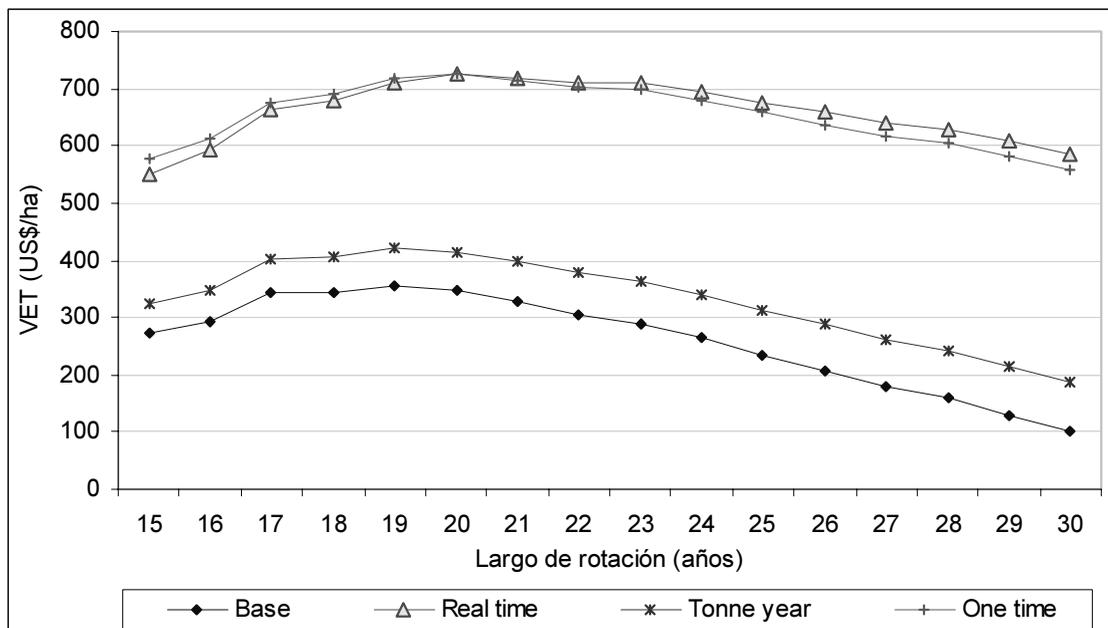


Figura 3 VET del manejo número 1 a 12% de tasa de descuento para los tres métodos de contabilidad (US\$10/t C) y sin créditos de carbono (base).

4.2 Variación del VET al incluir créditos de carbono bajo diferentes metodologías de contabilidad

En la Figura 3 se presenta el VET del manejo silvicultural número 1 utilizando una tasa de descuento de 12% incluyendo créditos de carbono (10US\$/t C) a través de las 3 metodologías de contabilidad. Se puede observar que tanto el método *one-time* como *real-time* generan VET similares para diferentes largos de rotación. Sin embargo, *tonne-year* genera VET menores que los otros métodos de contabilidad aunque siempre mayores que el VET sin incluir créditos de carbono. La misma tendencia se observó en los otros manejos silviculturales.

Cabe señalar que los costos de inventario, monitoreo y verificación de todos los componentes de carbono del bosque (tronco, ramas, hojas, raíces, superficie forestal y suelo) no fueron incluidos en el análisis. En el caso de que estos costos fueran incluidos el método *one-time* generaría valores de VET mayores al método *real-time*, ya que el primer método requiere menor frecuencias de inventario y monitoreo (Robertson *et al.* 2001).

4.3 Impacto de los créditos de carbono y las metodologías de contabilidad en el LRO y máximo VET

Al aumentar el valor de los créditos el LRO se vio incrementado para todas las metodologías de

contabilidad de carbono. Dicho incremento varía para distintos valores de créditos y métodos de contabilidad. En el régimen silvicultural que se presenta en la Figura 4, para los métodos *one-time* y *real-time*, al aumentar el valor de los créditos el LRO aumenta de manera similar, no así para la metodología *tonne-year* en la que el impacto en el LRO es menor.

En la Figura 5 se presentan los valores máximos de VET para el mismo régimen que en la Figura 4. Puede observarse que la performance económica de los proyectos se ve incrementada en todas las metodologías de contabilidad. Las metodologías *one-time* y *real-time* muestran incrementos de VET con respecto al base, similares y siempre mayores que la metodología *tonne-year*.

5. Conclusiones

- El LRO biológico (edad a la que ocurre el máximo IMA) ocurre posteriormente al LRO económico. Sin embargo, a valores de créditos de carbono de 100 US\$/t C el LRO económico ocurre más tarde que el biológico para todos los manejos analizados, pero solamente para las metodologías *real-time* y *one-year*.

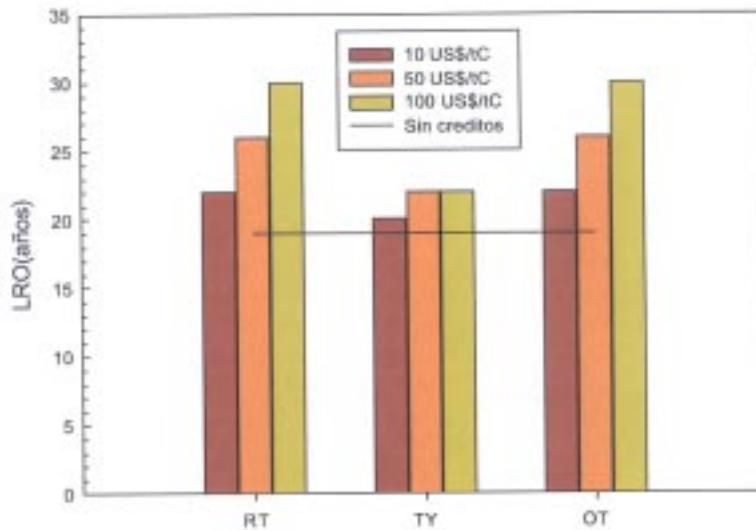


Figura 4 LRO para régimen número 3 a 12 % de tasa de descuento para diferente metodologías de contabilidad y valores de créditos de carbono (0, 10, 50, 100US\$/t C)

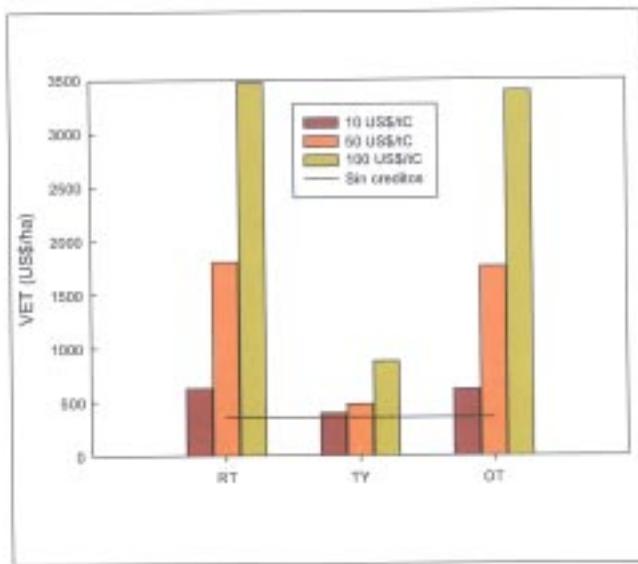


Figura 5 Máximo VET para régimen número 3 a 12 % de tasa de descuento para diferente metodologías de contabilidad (*real-time*, *tonne-year* y *one-time*) y valores de créditos de carbono (0, 10, 50, 100US\$/t C)

- Al aumentar el valor de los créditos de carbono el LRO se vio más afectado con los métodos *real-time* y *one-time* que con el método *tonne-year*.
- Los métodos de contabilidad *real-time* y *one-time* generan valores de VET similares para todos los manejos, largos de rotación y valores de créditos de carbono analizados. El método *tonne-year* siempre mostró valores menores.

6. Consideraciones finales

Existen varios factores que influyen tanto el stock de carbono secuestrado por los bosques como el resultado económico de los proyectos. Todos estos factores deben ser tenidos en cuenta antes de tomar decisiones respecto a manejos silviculturales y largos

de rotación. Los factores más importantes a considerar serían: (i) variaciones en el stock de carbono causados por los distintos manejos y largos de rotación; (ii) precios de créditos de carbono; (iii) metodologías de contabilidad de carbono; (iv) costos de inventario, monitoreo, verificación de stocks de carbono y costos de transacción de créditos. Si dichos costos fueran significativamente altos, podrían invalidar las tendencias de VET presentadas en este trabajo. En algunos casos, dichos costos determinarían la conveniencia o no de participar en el mercado de carbono.

Agradecimientos

Este trabajo es parte de una tesis de Maestría (M.For.Sc) de la School of Forestry, University of Canterbury, co-financiada por el New Zealand Ministry of Foreign Affairs and Trade (NZODA Scholarship), el New Zealand Forest Research Institute y Foundation for Research, Science and Technology y la Beca Owen Brown. La ayuda económica de estas organizaciones así como la supervisión académica brindada por Assoc. Prof. Dr. Bruce Manley (supervisor), Piers Maclaren (supervisor asociado) y Justin Ford-Robertson (co-supervisor de FR) se agradecen profundamente. También se agradece al Ing. Agr. M.Sc. Gustavo Balmelli (INIA Uruguay) por la revisión del manuscrito y las valiosas sugerencias.

Referencias

- Cannell, M.G.R. 1982. World forest and primary production data. Academic press Inc, New York. 391 pp.
- IPCC (1996). Land Use Change and Forestry. In: Revised 1996 guidelines for national GHG inventories: reference manual., Intergovernmental Panel for Climate Change. 5.1-5.75.
- Kinnerson, R.S., C.W. Ralston and C.G. Wells. 1977. Carbon cycling in a loblolly pine plantation. *Oecologia* 29: 1-10.
- Klemperer, W.D. 1996. Forest resource economics and finance. McGraw Hill, New York. 551 pp.
- Larsen, H., M. Carter, J. Gooding y D. Hyink. 1976. Biomass and nitrogen distribution in four 13-year-old loblolly pine plantations in the Hilly Coastal Plain of Alabama. *Can.J.For.Res* 6: 187-194.
- Maclaren, P. 2000. Trees in the greenhouse. Forest Research Bulletin 219. 72 pp.
- Maclaren, P. y J. Ford-Robertson 2000. A comparison of real-time, tonne-year, and one-off stock change approaches. In: Woody biomass as an energy source-challenges in Europe. Joensuu, Finland. 25-28 September 2000.
- Moura-Costa, P. y C. Wilson. 2000. An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration-description and application in forestry. *Adaptation and mitigation strategies for global change*.
- Pearse, P.H. 1990. Introduction to forestry economics. University of British Columbia Press, Vancouver. 226 pp.
- Ralston, C.W. (1973). Annual primary productivity in a loblolly pine plantation. In: H. E. Young (Ed.). IUFRO Biomass studies S4.01. Mensuration, growth and yield working party on the mensuration of the forest biomass. Orono, Coll. Life. Science. 7 Agric. Univ. Maine.
- Robertson, K.A., I. Loza-Balbuena y J. Ford-Robertson. 2001. Practicality and costs of carbon monitoring and accounting when using inventory procedures. *En preparación*.
- Schultz, R.P. 1997. Loblolly pine : the ecology and culture of the loblolly pine (*Pinus taeda* L.). U.S. Dept. of Agriculture Forest Service; Washington, D.C. 1 v. (various pagings) pp.
- Taras, M.A. (1978). Biomass of southern pines and their product yields. In: W. Charles (Ed.). Complete tree utilization of southern pine. New Orleans. Luisiana. 15-28.

Medición de la Variabilidad Espacial y Temporal del Carbono del Suelo con el Uso de los Isótopos Estables, en una Transición Bosque-Pradera en el Estado del Paraná, Brasil.

Warwick Manfrinato¹; Marisa de Cássia Piccolo¹; Carlos Clemente Cerri¹; Martial Bernoux²; Carlos Eduardo Pellegrino Cerri¹.

Abstract

This paper discusses a quantification procedure for soil carbon stocks in a CDM project area, located in Guaraqueçaba, State of Paraná, Brazil (UTM: Zone 20; 7204158N; 753236E). The objectives of this research are to determine carbon flows in soil of a deforested area, quantify amounts of sequestration using measurements of soil carbon as well as its stable isotopes.

The studied area is a pasture with 20 yrs of use, having areas with partial abandonment of 5 and 10, where afforestation is occurring. The soil in the area is of alluvial formation with generalized gleysols (hidromorphic) and cambisols classification. We have used a grid distribution (20 x 20 meters) for soil sampling (0–10 cm depth). The total area sampled was about 5 ha. The determined soil parameters were %C; %N; pH; soil moisture; ¹³C; ¹⁵N and bulk density.

General statistical analysis showed the consistency of data. The data allowed the construction of maps of these spatialized parameters (Geostatistical Analysis with GS-plus software). A visual distribution of parameters in the area allowed for a better understanding of how soil characteristics are distributed throughout the area of study and could become a valuable instrument for project implementation and monitoring.

The soil carbon mean in native forest was 3.67%, thus a stock (10 cm in depth) of 36.33t C/ha, while in pasture with 20 years of use increased to 59.47t C/ha, with a net gain of 23.14t C/ha of carbon in 20 years. Although we found an increase in soil carbon in abandoned pasture (5 and 10 yrs), compared with native forest, that increase had decreasing increments within the period of evaluation, when compared with pasture in use.

The carbon-13 isotope (¹³C) has been used (as a tracing tool) to determine the substitution of native soil carbon (forest) by carbon introduced by grasses used in pasture activities. It was verified that after 20 years of use as pasture more than 70% of the present soil carbon is still remains of that introduced by the forest that existed before.

Spatial analysis proved very useful in evaluating carbon sequestration and flows using soil samples and compared among different land uses. Carbon isotopes serve as an efficient way to determine sources and confirm how carbon alterations occurred in the studied area. This study was instrumental in determining significant carbon sequestration in soil promoted by pasture activities. Although soil carbon sequestration has not been included in the Climate Change negotiations (Kioto Protocol), this study proves possible to consider this stock in baseline studies within the scope of the Clean Development Mechanism (CDM). With awarded fellowship by CAPES, Brazil, this research has been partially funded by The Nature Conservancy.

¹Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) – Universidade de São Paulo. (www.cena.usp.br). ²Institut de Recherche pour le Développement (IRD).

Dirección: Av. Centenário, 303; Ciudad: Piracicaba; São Paulo, Brasil; 13400-970; Brasil. Teléfono / Fax: 55 19 429 4750 / 55 19 429 4610. Email: warwick@cena.usp.br; warwick@merconet.com.br

Introducción

En la búsqueda de revertir las tendencias del calentamiento global, motivadas por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambios Climáticos (Ministerio de la Ciencia y Tecnología, 1988), innumerables iniciativas han sido implementadas buscando reducir los impactos antrópicos en la atmósfera. Algunas de esas iniciativas están presentadas en proyectos que buscan fijar el carbono atmosférico por medio de la fotosíntesis, promoviendo la acumulación de biomasa vegetal y de la Materia Orgánica del Suelo (MOS), lo que resulta en una reducción de las concentraciones atmosféricas de GEE.

El presente estudio ha sido realizado en el área donde se desarrolla el Proyecto Acción Contra el Calentamiento Global en Guaraqueçaba. Ese proyecto tiene como objetivo la regeneración de la vegetación nativa, así como promover el enriquecimiento de bosques locales que han sido explotados por actividades extractivistas, retirando especies de interés comercial sin reposición adecuada. La localidad del proyecto es una propiedad de la Sociedad de Pesquisa en Vida Silvestre (SPVS) en la región costera del estado del Paraná (UTM: Zona 20; 204158N; 753236E).

El objetivo general de esta investigación ha sido evaluar la variabilidad espacial del carbono en los suelos de praderas que estuvieron en uso a lo largo de 20 años. Para lo cual, han sido comparadas áreas donde ocurrieron transformaciones de los bosques nativos para los usos de la tierra encontrados comúnmente en la región del proyecto (i.e. extracción seguida de ganadería extensiva). En cuanto a los objetivos específicos se tiene: (i) la determinación de los almacenamientos de C para el área de pasto en uso y de otras áreas de pradera abandonadas, tomando como referencia un área forestal; (ii) la determinación de los flujos del carbono entre diferentes áreas como bosques nativos o poco alterados, para praderas en uso y pastizales abandonados hace 5 y 10 años, circunstancia que constituye una cronosecuencia bosque-pradera; (iii) la evaluación y discusión de la correlación entre los determinantes de los almacenamientos de carbono en el suelo (factores físicos y químicos) a través de métodos estadísticos, geoestadísticos y un sistema de informaciones geográficas (SIG).

Basado en la hipótesis de que la conversión de bosque en pradera altera los almacenamientos y flujos de carbono en el suelo, los métodos geoestadísticos y de geoprocesamiento asociados a las técnicas isotópicas

han sido utilizados para cuantificar y comparar lo que ocurre en el suelo cuando un bosque es transformado en pradera.

Revisión de Literatura

Estudios del carbono en el suelo: variabilidad y generalización espacial

Cuando una determinada propiedad varía espacialmente con continuidad, se puede estudiar con una estadística denominada geoestadística (Vieira, 2000). Así pues, un importante paso para mejorar la comprensión del comportamiento del carbono en el suelo es la generalización de los almacenamientos a partir de tenores puntuales, denominado de “espacialización” (adaptado del inglés: “spatialization”). Por medio de herramientas geoestadísticas, se puede “espacializar” la variación de los tenores de carbono en el suelo, y estimar el contenido de carbono en locales no muestreados, con un nivel de error conocido.

Uso de técnica isotópica para determinación del origen de la MOS

Para los estudios de carbono en el suelo, la razón entre los isótopos ^{12}C y ^{13}C es de gran relevancia. El porcentaje del ^{13}C en la naturaleza es de 1,11% en términos globales. Sin embargo, se encuentra en diferentes concentraciones en los diversos compartimentos de la biota (i.e. en los tejidos vegetales y MOS). Estas diferenciaciones han sido usadas como una forma eficiente de identificar el origen de la MOS. Basados en esa técnica, Cerri et al. (1985) identificaron la dinámica del carbono en el suelo, cuando un bosque (plantas C-3) ha sido sustituido por gramíneas (plantas C-4).

Al efectuar la fijación del CO_2 atmosférico, por medio de la fotosíntesis, las plantas discriminan las moléculas compuestas por el isótopo ^{13}C . Esta discriminación ocurre según el tipo de ciclo de conversión (i.e. C-3 o C-4). A su vez, el carbohidrato acumulado en esas plantas tiene concentraciones diferenciadas de este elemento (Farquhar et al., 1989). Consecuentemente, esas diferenciaciones pueden ser determinadas y los resultados usados como identificadores del tipo de planta que ha fijado el carbono atmosférico.

Las plantas que poseen el ciclo de absorción del carbono propuesto por Calvin, conocidas como C-3, presentan en sus tejidos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -35 y -20% , por otro lado las plantas que además de utilizar el ciclo de Calvin, también utilizan el ciclo de Hatch-Slack, o conocidas por C-4, presentan valores entre -19 y -9% .

Moraes (1995), estudió la variabilidad del carbono en el suelo y concluyó que donde hay predominio de plantas que realizan el ciclo fotosintético C-3, o sea, áreas forestales, los valores de $d^{13}C$ de la MOS variaran entre -28‰ e -28,5‰ en la capa 0-5 cm. A medida que hubo sustitución del bosque por pastizales, los valores de $d^{13}C$ aumentaron, alcanzando aproximadamente -16‰ después de 81 años de pastoreo, dado que el valor del $d^{13}C$ observado directamente en las gramíneas ha sido de -14,27‰.

Análisis geoestadístico y la integración con un sistema de informaciones geográficas (SIG)

Al integrar variables de interés, se pueden generar mapas que representen los almacenamientos de carbono y con eso correlacionarlos con otras variables como pH, humedad, fertilidad, uso de la tierra, tipo de suelo, pendiente y otras características edáficas. La asociación de un sistema de informaciones geográficas (SIG), permite la interpolación y realización de estimaciones en lugares no muestreados. (Gonsalves & Folegatti, 2000). Con tales recursos es posible estudiar el comportamiento del carbono en el suelo, especialmente cuando se desea saber el comportamiento espacial de una característica o parámetro del suelo, asociando otros atributos del suelo.

Tratamientos geoestadísticos pueden ser realizados usando la teoría desarrollada por Matheron (1965) y aplicada a las Ciencias del Suelo (Burgess & Webster, 1980). Así, se puede calcular los semivariogramas omnidireccionales por medio del programa GS+ (Gamma Design Software, 1991), y con base en esos cálculos, asociando las coordenadas georeferenciadas de puntos colectados, es posible crear mapas regionalizados de los parámetros analizados.

Secuestro de carbono en el suelo

El término secuestro de carbono es utilizado libremente en los textos técnicos cuando se aborda el asunto de fijación del carbono atmosférico, aunque su significado extrapole y cambie su aplicación en este contexto, pues su sentido técnico es el de "retención temporal" (Enciclopedia Britannica, 1998). De manera general es asumido un involucramiento del proceso fotosintético, pero siempre relacionado a la acumulación de carbono en alguno de los compartimientos de la biota. En el ámbito de la Convención del Clima y del Panel Intergubernamental sobre Cambios Climáticos, el "Second Assessment Report" estima que es posible un secuestro de carbono en el suelo, en las áreas de aptitud agrícola del planeta, del orden de 40 a 80 Pg en los próximos 50 a 100 años (Cole et al., 1996).

Material y Métodos

Descripción del medio físico

La clasificación de los suelos de la región de estudio está basada en un levantamiento efectuado por el Instituto Ambiental del Paraná, por medio de fotografías aéreas verticales, pancromáticas, en escala de 1:25.000, vuelo de 1980. La geología de las llanuras aluviales está constituida por variados sedimentos continentales del Cuaternario (1,8 millones de años), como arcillas, arenas y cascajos de origen fluvial. Los suelos estudiados son clasificados como Cambisol háplico y Gleisol háplico.

El área presenta una historia de deforestación extrativista para la extracción de productos no madereros, como leña y palmito, con la subsiguiente transformación de las llanuras en pastizales. La gramínea (*Brachiaria humidicula*) ha sido sembrada al voleo. Ninguna práctica mecanizada o aplicación de fertilizantes químicos ha sido empleada durante los 20 años de uso y la tasa de capacidad de la pradera ha sido aproximadamente 2 cabezas/ha.

La cronosecuencia estudiada, tiene como referencia las condiciones originales de vegetación y suelo, la cual posee el mismo material de origen, la misma clase de textura y manejos de suelo comparables. La cronosecuencia ha posibilitado la evaluación de los cambios de los almacenamientos de C en suelo con bosque nativo (FN), pradera de 20 años de implantación (PU), pradera de 20 años de uso, abandonada hace 5 años (RN-1) y pradera de 20 años de uso, abandonada hace 10 años (RN-2). Los pastizales abandonados (RN-1 y RN2) en la época de la colecta del suelo se encontraban con gramíneas invadidas por vegetación arbustiva y arbórea. No se observó la ocurrencia de praderas de 10 y 15 años para constituir una cronosecuencia de praderas.

Muestreo y análisis de los materiales colectados (10 cm de profundidad)

En la parcela PU las muestras han sido retiradas de un área de 300 x 120 metros en una disposición de cuadrícula (grid) con puntos de colecta de 20 x 20 metros. La colecta de las muestras del suelo ha sido realizada en trincheras (40 x 40 x 40 cm), y colectada la capa 0-10 cm en el perfil del suelo. En las áreas FN, RN-1 e RN-2, han sido muestreados 9 puntos nada más, con el objetivo de producir una muestra compuesta y comparar su media con los tenores encontrados en la cuadrícula (grid).

Se colectaron los 3 componentes de la biomasa vegetal: hojarasca, vegetación arbustiva y vegetación arbórea (hojas). Esta colecta tuvo la intención, nada más, de cuantificar la proporción de los isótopos ^{13}C y ^{12}C en

la biomasa vegetal, para la referencia en relación a la MOS.

Análisis de las muestras de suelo

Las determinaciones de los tenores de C y N han sido por combustión al seco en el equipamiento Carlo Erba (CHN1110) y los análisis isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$), realizados por un espectrómetro de masa Finnigan (modelo DeltaPlus) acoplado al Carlo Erba. Los valores de los contenidos de C y N total han sido expresados en % y las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) y $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$) en la forma de δ por mil (‰), o sea, la variación del material en relación al patrón internacional de referencia.

Origen del C del suelo en la sucesión de plantas C-3 y C-4

Las proporciones de carbono derivado de las plantas del ciclo fotosintético C-3 y C-4, en el caso de este estudio de bosque y pradera respectivamente, son obtenidas por medio de la ecuación:

$$C_{\text{past}} = \frac{\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{C}_o}{\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}} - \delta^{13}\text{C}_o} \times \% C_t ; C_f = \% C_t - C_{\text{past}}$$

Donde: C_{past} = % de C del suelo bajo pradera; $\delta^{13}\text{C}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo pradera $\delta^{13}\text{C}_o$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo bosque; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del material vegetal de la pradera; C_t = % de C total del suelo bajo pradera; C_f = % de C del bosque;

Determinación de los Almacenamientos de C y N del Suelo

Los almacenamientos de carbono y nitrógeno del suelo son calculados de acuerdo a la ecuación:

$$E = d \times h \times A \times C \times 100$$

Donde: E = almacenamiento de carbono o nitrógeno del suelo; d = densidad del suelo (g/cm^3) – peso específico; h = espesor de la capa del suelo (cm); A = área considerada (ha); C = tenor de carbono del suelo (%) o N = tenor de nitrógeno del suelo (%)

Análisis estadístico y geoestadístico

Para las variables con dependencia espacial, se ha utilizado la geoestadística para generalizar los datos obtenidos, utilizándose métodos propuestos por Matheron (1965) y descritos en Bernoux (1998b). El programa GS-plus - Geostatistics for the Environmental Sciences (GAMMA DESIGN, 1991), ha sido empleado en la elaboración de los mapas de distribución de los

datos. Una vez que las variables %C, %N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ presentan un comportamiento espacial dependiente, se producen los semivariogramas, que permiten identificar el nivel de error admisible de utilización de las informaciones. Posteriormente por medio de una krigagen (Matheron, 1965) los datos son interpolados y una generalización de los datos permite la construcción de los mapas de distribución espacial de los datos colectados.

Una vez procesadas las informaciones regionalizadas, han sido sobrepuestos los mapas de distribución de pH, densidad, %C, %N, $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$ utilizando el programa ArcView (v-3.1), el cual permite evaluar las correlaciones a través de la sobreposición de los mapas georeferenciados de los diferentes parámetros analizados.

Resultados y Discusión

Variabilidad espacial de las propiedades y atributos del suelo

Estadística descriptiva

La Tabla 1 enseña los valores medios del análisis en las áreas FN, PU, RN-1 y RN-2.

Se han encontrado valores del porcentaje de carbono (%C) en el suelo para las áreas FN, PU, RN-1 e RN-2 de 3,67; 6,01; 5,09; 4,59; respectivamente. Basándose en los valores promedios de %C e %N, se ha observado una alteración progresiva de los almacenamientos de carbono, o sea, a partir del bosque, el almacenamiento de carbono del suelo aumentó con la introducción del pastizal. A medida que el pastizal es abandonado ese almacenamiento disminuyó. Sin embargo, para confirmar o no la existencia de diferencias entre promedios de las poblaciones, se ha utilizado el test de Scheffe.

Los resultados han demostrado diferencia significativa de 5,05% entre PU-20 y FN, pero no hubo significancia estadística entre PU-20 y RN-1 y RN-2. Observándose las desviaciones standar, se ha verificado una gran amplitud de los mismos. Por estar muy dispersos los datos no aseguraron totalmente las afirmaciones, si considerados apenas los valores promedios. Asimismo, el test entre PU-20 y FN ha sido muy próximo de la significancia deseada de 5%. Sería de interés verificar también el comportamiento de subdivisiones del área PU, a través de la compartimentalización en “regiones de tendencias” de los tenores de C en el área PU, y verificar si hay diferencias significativas entre las regiones

Tabla 1. Datos promedios de los parámetros analizados en la capa 0-10 cm del perfil del suelo, para las diferentes áreas de estudio. Tenor de Carbono (%C); Razón isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$); tenor de nitrógeno (%N); Razón isotópica $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$); Relación C/N (C/N); Humedad (U%); Densidad (densi); pH- H_2O e pH-KCl.

Área de estudio (10 cm)	Altitud (m)	C (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	N (%)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C/N	U (%)	ρ (g/cm^3)	pH- H_2O	pH-KCl
FN (n = 9)	9,00	3,67	-27,74	0,29	5,42	12,48	79,60	0,97	4,62	3,87
PU (n = 112)	6,72	6,01	-22,90	0,41	4,23	14,54	72,22	0,91	4,82	3,77
RN1 (n = 9)	7,11	5,09	-25,10	0,33	4,27	15,25	70,27	0,84	4,64	3,48
RN2 (n = 9)	7,08	4,59	-26,49	0,32	4,22	14,24	74,53	0,95	4,34	3,44

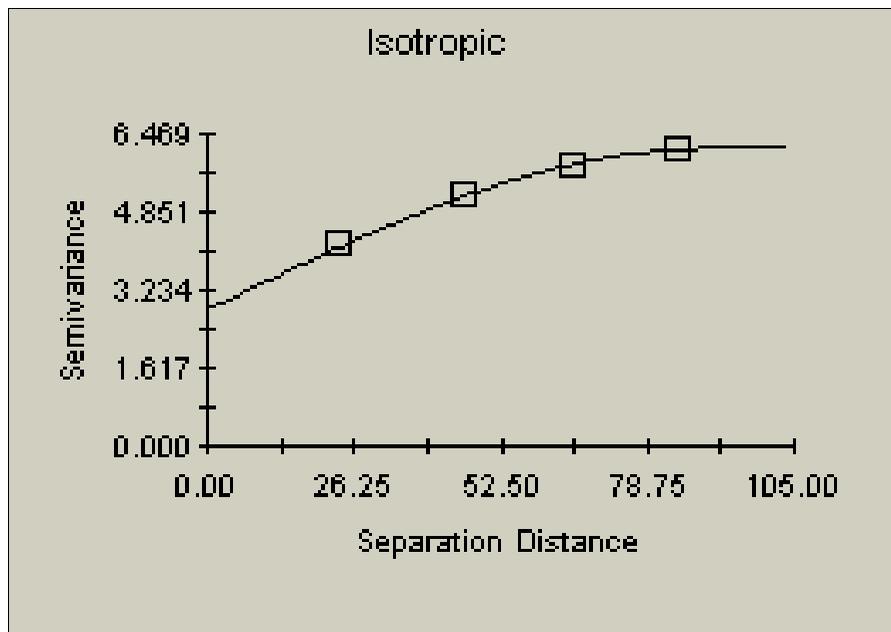


Figura 1. Semivariograma ajustado para el tenor de Carbono en la capa 0-10 cm del perfil del suelo en el área PU (n=112).

específicas del área PU comparadas a las áreas RN-1, RN-2 y FN.

Las correlaciones de mayor interés han sido entre el carbono y el nitrógeno ($R=0,96$), carbono y altitud ($R=-0,34$), carbono y humedad del suelo ($R=-0,70$), carbono y densidad del suelo ($R=-0,69$) (Tabla 4). Estas correlaciones podrán ser útiles en el análisis espacial, validando la comparación visual entre los mapas de la Figura 2.

El análisis geoestadístico utilizó semivariogramas ajustados a los datos obtenidos que permitieron la determinación del valor del alcance utilizado en el procedimiento de la Krigagen. La Figura 1 presenta los semivariogramas de cada variable analizada, pudiendo ser observados en cada gráfico: (i) patamar (nivel de variancia en el gráfico, que determina el alcance); (ii) alcance (distancia a partir de la cual el análisis de la dependencia espacial está comprometida y se interrumpe

la interpolación); (iii) efecto pepita (indica el nivel de dependencia espacial de atributos a cortas distancias, y es representado por el punto donde la curva toca la abcisa Y).

El modelo utilizado ha sido el esférico, que es una función de la distancia en relación a las varianzas de los datos analizados. El nivel en el cual las varianzas inician una estabilización (ii en el gráfico) indica el alcance a partir del cual la dependencia espacial no soporta una interpolación entre los datos.

Podemos observar por los semivariogramas presentados que, a pesar de que el efecto pepita varía entre los diferentes atributos del suelo, el alcance de la dependencia espacial obtenido ha sido generalmente aproximadamente de 90 metros (Figura 1). Este valor ha sido utilizado para efectuar el krigagen y producir los mapas (Figura 2) de distribución espacial de los atributos cuantificados.

Uso de la técnica isotópica para determinar el origen del carbono en el suelo

El origen del carbono en el suelo en la sucesión de plantas C-3 y C-4 ha sido determinado por medio de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en muestras de suelo (Tabla 1) y materiales vegetales colectados.

A través de las fórmulas (1) y (2) y datos de $\delta^{13}\text{C}$ es posible calcular la cantidad de carbono del suelo derivado del bosque y del pastizal.

$$C_{\text{past}} = \frac{\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{C}_o \times \% C_t}{\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}} - \delta^{13}\text{C}_o} \quad (1); \quad C_f = \% C_t - C_{\text{past}} \quad (2)$$

Donde: C_{past} = % de C del suelo oriundo del pastizal = incógnita 1; $\delta^{13}\text{C}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo pradera = -22,90‰; $\delta^{13}\text{C}_o$ = $\delta^{13}\text{C}$ del suelo bajo bosque = -27,74‰; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pl}}$ = $\delta^{13}\text{C}$ del material vegetal de la pradera = -11,42‰; C_t = % de C total del suelo bajo pradera = 6,01‰; C_f = % de C del bosque = incógnita 2

$$C_{\text{past}} = \underline{1,78\% \text{ (solución 1)}}$$

$$C_f = \underline{4,22\% \text{ (solución 2)}}$$

Así, el porcentaje total de carbono oriundo del bosque en la MOS del área PU (pastizal) es de aproximadamente 70% (4,22/6,01).

Mapas comparativos: distribución espacial del carbono

La variabilidad espacial de los atributos en el área PU es presentada en mapas comparativos en la Figura 2. Estos mapas han sido generados a partir del Programa GS-plus y evaluados en el Programa ArcView 3.1. En ellos podemos identificar algunas ocurrencias de variabilidad que necesitan interpretación.

La variabilidad del Carbono y Nitrógeno, así como sus isótopos, aparentemente, no debería ser tan amplia, una vez que los factores determinantes de su presencia en el suelo son en general iguales (i.e. vegetación y calidad del sustrato).

Los atributos C, $\delta^{13}\text{C}$, Relación C/N, N, $\delta^{15}\text{N}$ guardan una relación visual significativa, lo que puede ser confirmado con la Tabla 4. Es notable la relación entre esos atributos y la variación de altitudes (topografía), lo que está relacionado con características hidrológicas del área. Esta presenta un elevado grado de inundación en los meses más lluviosos. Posiblemente la fracción de la MOS, que se presenta en un estado soluble o posible de suspensión, puede ser transportada para áreas más bajas del terreno. Esto es comprobado cuando comparamos los mapas y la tabla de correlación y los atributos C, N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ con la altitud. Se ha constatado valores significativos a 5%, que confirman tal afirmación (Tabla 4). Por consecuencia, las áreas de bajadas acumularon tenores de carbono y nitrógeno, en cuanto que la composición isotópica ha sido enriquecida en las áreas más elevadas.

Tabla 4. Correlación entre los resultados de las variables de interés. Datos comparados en el área PU. Nivel de significancia $p < 5\%$.

Correlaciones de interés	$p < 5\%$
C y Altitud	-0,339
C y $\delta^{13}\text{C}$	-0,250
C y N	0,96
C y Humedad	-0,7048
C y Densidad	-0,690
C y pH (KCl)	-0,19
$\delta^{13}\text{C}$ y Altitud	0,38
N y Altitud	-0,28
$\delta^{15}\text{N}$ y Altitud	0,52

Variabilidad temporal de los atributos del suelo

La variabilidad temporal del carbono permite que proyectos puedan participar de los mecanismos de la Convención del Clima, pues deben probar su

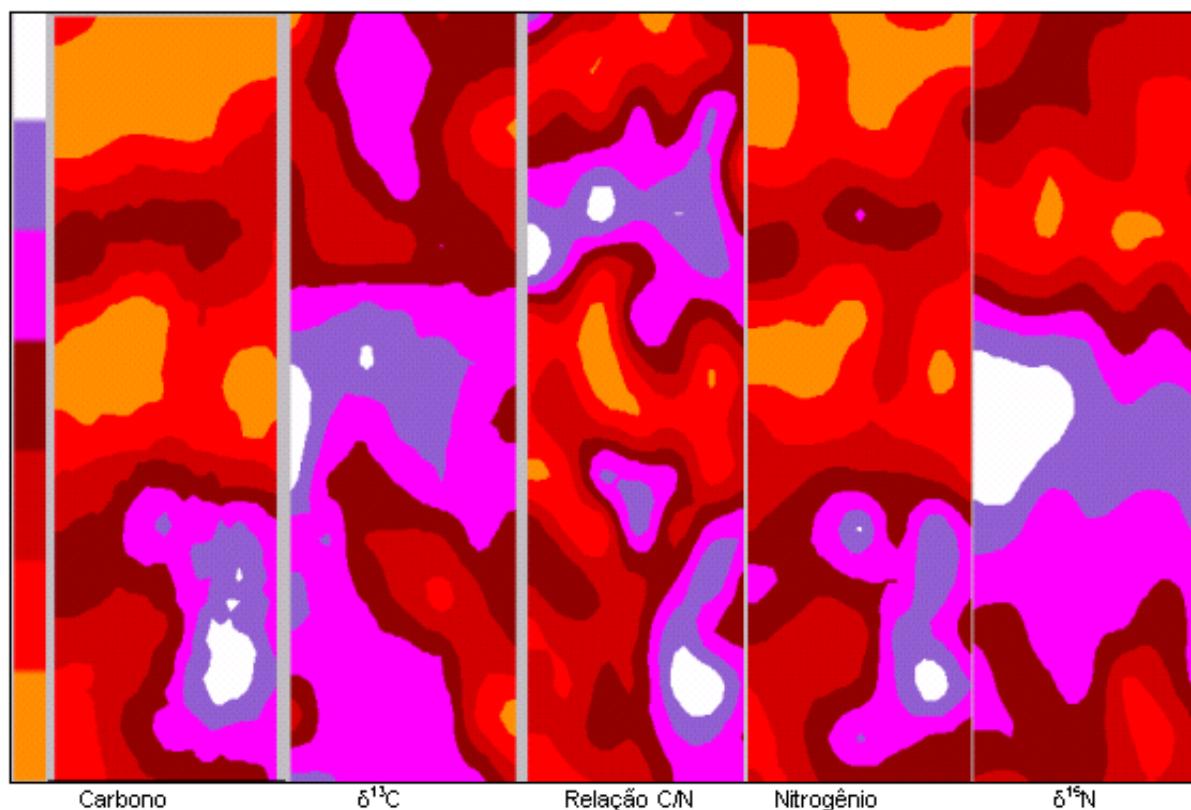


Figura 2. Mapas comparativos de las distribuciones de los valores de los parámetros analizados. C (2 a 15%), $\delta^{13}\text{C}$ (-19,3 a -27,9%), Relación C/N (12,1 a 17,6), N (0,16 a 089%), $\delta^{15}\text{N}$ (1,9 a 6,5%).

Tabla 6. Variabilidad temporal de los tenores y almacenamiento de carbono y nitrógeno en la capa 0-10 cm del perfil del suelo de las áreas de estudio. Los resultados de C y N representan el promedio \pm desviación estandar

Áreas de estudio (0 – 10 cm)	C (%)	Almacenamiento de C (t/ha)	N (%)	Almacenamiento de N (t/ha)
Bosque Nativo (referencia)	3,67 \pm 1,28	36,33	0,29 \pm 0,07	2,87
Pradera en Uso (20 años)	6,01 \pm 2,45	59,47	0,41 \pm 0,14	4,03
RN-1 (5 años)	5,09 \pm 1,66	50,39	0,33 \pm 0,09	3,27
RN-2 (10 años)	4,59 \pm 1,41	45,44	0,32 \pm 0,09	3,17

adicionalidad en referencia a una línea de base (temporal). Los tenores de carbono en el suelo, asociados a las densidades, permiten el cálculo estimado del almacenamiento de carbono en una determinada área a una cierta profundidad. La Tabla 6 presenta sucintamente esas informaciones.

La introducción de pastizal aumentó el tenor de carbono en el suelo (0 – 10 cm profundidad) en referencia al bosque nativo y el pastizal, al ser abandonado (RN1 y RN2) presentó un decrecimiento de C (Tabla 6). La misma tendencia fue observada para los almacenamientos de N (Tabla 6).

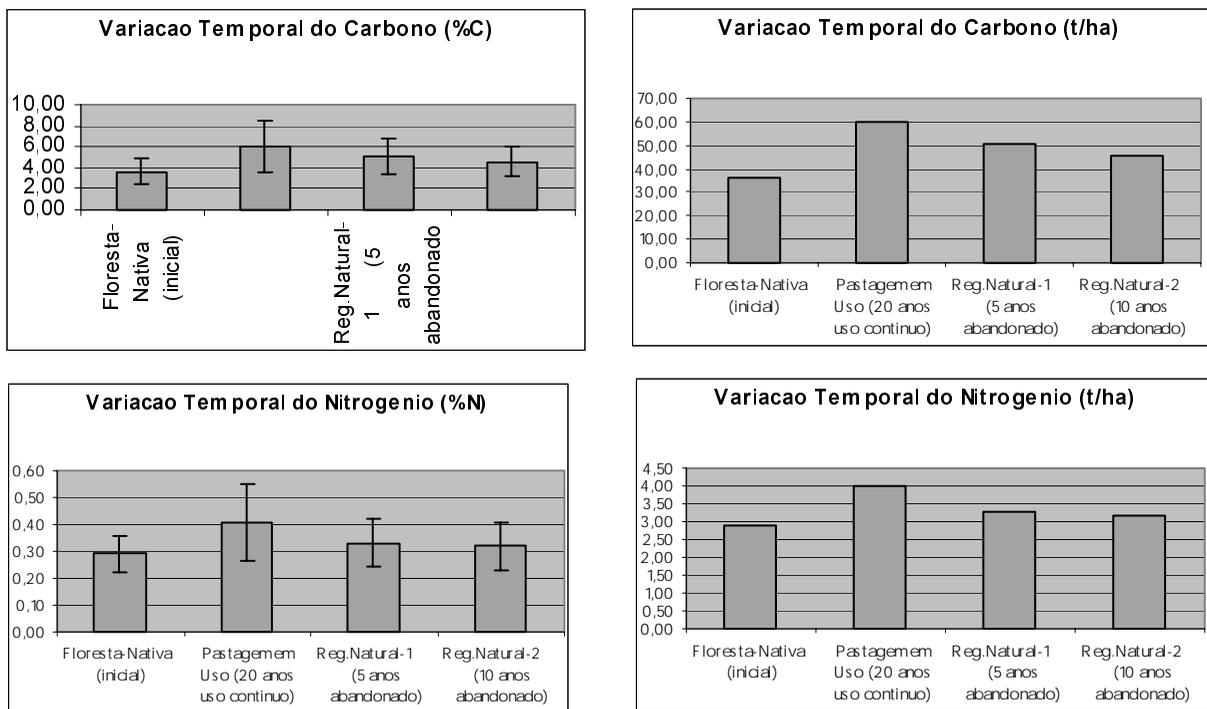


Figura 3. Variación temporal del tenor y el almacenamiento de C y N de la capa 0-10 cm en el perfil del suelo para las áreas estudiadas.

Obs: Léase en la Figura 3; Variación Temporal del Carbono / Variación Temporal del Nitrógeno Bosque-Nativo/ Pastizal en Uso 20 años/ RN-1 5 años abandonado RN-2 10 años abandonado.

Los cálculos de almacenamiento han sido procesados con los valores promedios de tenores de carbono y nitrógeno del suelo. En el análisis estadístico, los tests de diferencias de promedios de las poblaciones de datos no han sido significativos entre PU y RN-1, así como PU y RN2, pero ha sido significativo a 5,05% entre PU y FN.

Cuando el bosque ha sido sustituido por el pastizal, el almacenamiento de carbono aumentó de 36,33 t/ha a 59,47 t/ha con un nivel de significancia próximo de 5% ($p = 0.0505$). Pero no ha sido posible afirmar que, al ser abandonado el pastizal, haya ocurrido pérdida de carbono debido a la ocupación arbustiva que se ha instalado naturalmente. Las posibles explicaciones por los resultados obtenidos se deben a que: (i) el Test de Scheffe para diferencia de promedios no ha sido significativo para áreas PU y RN-1 o PU y RN-2; (ii) las áreas RN-1 y RN-2, donde han sido colectadas muestras de suelo, pueden estar influenciadas por tenores elevados de carbono del suelo debido a otros factores y no el del cambio del uso de la tierra, pero sí por factores

como la topografía e hidrología locales; (iii) bajo número de muestras.

Las interacciones entre la variabilidad espacial y temporal

Al analizar la variabilidad temporal en asociación con la espacial, es posible encontrar situaciones de difícil interpretación. Por ejemplo, en la región al norte (región superior en la Figura 2) del área PU, encontramos un área de tendencia de tenores inferiores a los encontrados en la región sur. Al mismo tiempo, las áreas RN-1 y RN-2 están localizadas adyacentes a estas dos áreas de tendencia. Así pues, es posible que la discusión de variabilidad temporal esté sufriendo alguna tendencia espacial, pues además de que las áreas RN-1 y RN-2 han estado regeneradas a partir de momentos diferentes, están aparentemente próximas a áreas donde se encuentran tenores de carbono menor y mayor, respectivamente. Esos atributos están correlacionados a factores de topografía e hidrología local, lo que extrapola las influencias de los cambios de uso de la tierra.

Consideraciones Finales

En el ámbito de las investigaciones relacionadas con los proyectos de mitigación de cambios climáticos, basados en el uso de la tierra, es importante resaltar una atención al escoger las áreas en donde serán realizados los muestreos de suelos.

Es importante alertar los problemas de interpretación de la variabilidad espacial cuando es asociada a la variabilidad temporal. Es frecuente encontrarse áreas de tendencia que, aunque evidencian una alteración de almacenamiento, también pueden dar la falsa indicación de que una alteración implica un cambio generalizado. Esas situaciones deben siempre ser estudiadas a la luz de la geoestadística, que permite la visualización de las áreas, asociando las variaciones de los atributos con los determinantes de estas modificaciones y también los niveles de correlación entre esos factores.

Se recomienda también una identificación de áreas de tendencia, lo que permite un agrupamiento adecuado para un análisis geoestadístico consistente.

Literatura Consultada

- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. (eds.) 1989. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. CAB International, Wallingford, UK.
- ARROUAYS, D.; BERNOUX, M.; JOLIVET, C. 1998. Spatialisation des stocks d'element dans les sols. Outils actuels et potentialites du carbono organique. Cahiers Agricultures, v. 7, p. 347-56.
- ARROUAYS, D. 1995 Analyse et modelisation spatiales de l'evolution des stocks de carbone organique des sols a l'echelle d'un paysage pedologique. These Doctorat à l'Ecole Nationale Superieure Agronomique de Montpellier. Institut National de la Recherche Agronomique, Orleans, Ardon, France.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; GRAÇA, P.M. de A. ; VOLKOFF, B.; TRICHET, J. 1998a. Estimation des stocks de carbon des sols du Rondonia (Amazonie brésilienne). Etudes et gestion des sols, v.5, n.1, p.31-42.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; NEILL, C.; MORAES, J.F.L. 1998b. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. Geoderma, v82, p. 43-58.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.C.; BOURENNANE, H. 1998. Modeling vertical distribution of carbon in oxisols of the western Brazilian Amazon (Rondonia). Soil Science, v. 163, p. 941-951.
- BURGESS, T.M.; WEBSTER, R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. II. Block Kriging, Journal of Soil Science. v.31, p. 333-341.
- CAMPOS, D.C. 1998. Influência da mudança do uso da terra sobre a matéria orgânica do solo no município de São Pedro. Tese de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VICTORIA, R.; PLENECASSAGNE, A. 1985. Application du traçage isotopique naturel en ¹³C, à l'étude de la dynamique de la matière organique dans le sols. Comptes Rendu Academie Seances Paris, série II, t.300, v.9, p.423-428.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B.; PICCOLO M.C. 1999. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. Advances in Soil Science. CRC Press.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M.C. 1997. Carbon dynamics in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon. Proceedings: Workshop science for sustainable development in Latin America and Caribbean, 6-11 Septembre 1997, Rio de Janeiro, Brazil, 11 pages.
- CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J.C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. 1991. Changes in organic matter in a oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by C-13 isotopic composition. In: Berthelin, J. (ed) Diversity of Environmental Biogeochemistry. Amsterdam: Elsevier, p.397-405.
- COLE, V.; CERRI, C.C.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; ROSEMBERG, N.; SAUERBECK, D. 1996. Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emission. In: Watson, R.T.; Zinowera, M.C.; Moss, R.H. (eds.), In: Climate Change 1995. Impacts, Adaptations and Mititagtion of Climate Change. Chapter 23. Report of IPCC Working Group II, Cambridge University Press, p. 745-771.
- DEEVY, E.S. 1970. Mineral Cycles. Scientific America. 223: 148-158.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ SNLCS. 1979. Manual de método de análise do solo. Rio de Janeiro. EMBRAPA.
- ENCICLOPAEDIA BRITANNICA. 1998. Multimedia Edition, International Version.
- ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E.; REICH, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. Soil Science Society of America Journal, v 57, p.192-194.

- ESWARAN, H.; VANDENBERG, E.; REICH, P.; KIMBLE, J. 1995. Global soil carbon resources. In: Lal, R.; Kimble, J.; Levine, E., and Stewart, B.A. (eds) Soil and Global Change. CRC. Lewis Publishers, Boca Raton: 27-43.
- FARQUHAR, G.D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.Y. 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Molecular Biology*, v.40, p.503-537.
- FELLER, C.; CASABIANCA, H.; CERRI, C.C. 1991. Revouvement du carbone des fractions granulométriques d'un sol ferrallitique forestier (Brésil) mis en culture de cannes à sucre. Etude par le ¹³C en abondance naturelle. *Cahier Orstom, Série Pedologique* 26, p. 365-369.
- FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Balanço de carbono e atividade microbiana em solos da Amazônia. In: *Ecologia Microbiana, EMBRAPA-CNPMA*, p. 488, 1998.
- GAMMA DESIGN SOFTWARE. 1991. GS+ Geostatistics for the agronomic and biological sciences. Version 1.1. Plainwell: Gamma Design Software.
- GONSALVES, A.C.A.; FOLEGATTI, M.V. 2000 Fundamentos de geoestatística aplicada ao estudo da variabilidade espacial em ecossistemas. Mimeo. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz".
- IPARDES/IBAMA. 1997. Zoneamento Ecológico-Econômico da APA de Guaraqueçaba. Volume I e II. Propostas, Diretrizes e Normas. Versão Preliminar. Convenio IPARDES/IBAMA. Curitiba.
- IPARDES. 1995. Diagnóstico Ambiental da APA de Guaraqueçaba. Versão revisada do trabalho de Macrozoneamento da APA de Guaraqueçaba de 1990. Curitiba.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1995. Summary for Policy Makers: Second Assessment Report, Working Group 1.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Third Assessment Report, Working Group 1.
- MATHERON, G. 1965. *Les Variables Regionalisées et Leur Estimation*. Paris: Masson, 306 p.
- MEETING, F.B.; SMITH, J.L.; AMTHOR, J.S. 1998. Science needs and new technology for soil carbon sequestration. In: *Proceedings of the St. Michael Workshop*, Norman, R.; Izaurrealde, R. C.; Malone, E. L. Carbon Sequestration in Soils: Science, Monitoring, and Beyond. Battelle Press. USA.
- Ministério da Ciência e Tecnologia/MRE. 1998. Protocolo de Quioto à Convenção sobre Mudanças Climáticas. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 34p.
- Ministério da Ciência e Tecnologia/MRE. 1998. Convenção sobre Mudança do Clima. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 30p.
- MORAES, J.F.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; STEUDLER, P.; SKOLE, D. 1995. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. *Soil Science Society Am. Journal*. 59:244-247.
- MORAES, J. F. L. 1995. Propriedades do solo e dinâmica da matéria orgânica associadas às mudanças do uso da terra em Rondônia (RO)/Brasil. Tese de Doutorado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo.
- MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. 1996. Soil properties under Amazon Forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, 70: 63-81,
- NEILL, C.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M. C. 1997a. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press.
- NEILL, C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. 1997b. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, 7(4):1216-1225.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. 1987. Análise química de solos para fins de fertilidade. Campinas: Fundação Cargil. 1987. 170p.
- ROSEMBERG, N.J.; IZAURREALDE, R.C.; MALONE, E.L. 1999. Carbon Sequestration in Soils: Science, Monitoring and Beyond. *Conference Proceedings: St. Michaels Workshop*. Battelle Press.
- SAMPSON, R.N.; SCHOLLES, R.J. 2000 Additional Human-Induced Activities – Article 3.4. In: *Land Use, Land-Use Change, and Forestry, A special Report of the IPCC*. Cambridge Press, USA. pp. 180-248.
- SCHLESINGER, W.H. 1986 Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. The changing carbon cycle, a global analysis. Trabalka, J.R.; Reichly, D.E. (eds.), Springer-Verlag, New York. pp. 194-200.
- VIEIRA, S.R. 2000. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. Mimeo – Centro de Solos e Recursos Agroambientais, Instituto Agrônomo, Campinas, SP.
- VITORELLO, V.A.; CERRI, C.C.; ANDREUX, F.; FELLER, C.; VICTORIA, R.L. 1989. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols. *Soil Sciences Society of America*, p.773-778.

Carbon Sequestration Dynamics in Forestry Projects: The CO2FIX V.2 Model Approach

OMAR R. MASERA¹

*Instituto de Ecología, UNAM
A.P. 152 Pátzcuaro 61609, MEXICO
omasera@oikos.unam.mx*

Abstract

The paper describes the CO2fix v.2 model, a user-friendly tool for dynamically estimating the carbon sequestration of forestry management, agroforestry and afforestation projects. CO2fix v.2 is an ecosystem-level model based on a carbon accounting of forest stands, including forest biomass, soils and products. Carbon stored in living biomass is estimated through a forest cohort model, that allows for competition, mortality, and logging damage mortality. Soil carbon is modeled using five stock pools that include litter and humus with different residence times. The carbon stored in wood products is modeled through a set of pools for short-, medium-, and long-lived products, and includes recycling.

1. Introduction: Forests and Climate Change

Forests play an important role in the global carbon cycle. They can be both sources or sinks of carbon, depending on the specific management regime and activities (IPCC, 2000). Tropical forests, for example, are usually seen as a net carbon source because of the deforestation that is taking place. However, recent evidence suggests that primary forests are not in equilibrium, but may function as a net carbon sink (Grace et al., 1995, Phillips et al., 1998). Available estimates suggest that forests have a large mitigation potential. However, achieving the carbon mitigation potential will require accurate methods to assess the dynamics of carbon fluxes and storage under alternative management regimes. This is relevant for boreal, temperate and tropical forests. Accurate estimates of the potential dynamics of carbon fluxes in forest ecosystems and afforestation projects are also needed for the adequate implementation of the Kyoto Protocol, which currently allows for the so-called ARD activities (Afforestation-Reforestation-Deforestation).

Models will be particularly critical for the examination of alternative carbon crediting schemes of Joint Implementation (JI)- and Clean Development Mechanism (CDM)-related projects.

Up to date, several models have been developed that analyse and simulate carbon budgets and fluxes at the level of the forest ecosystem. These models range from very detailed ecophysiological models used in climate impact assessment, to very general empirical, descriptive models of ecosystem carbon budgets (see e.g. Mery & Kanninen, 1999, Schlamadinger & Marland, 1996, White et al., 2000, and Karjalainen, 1996 for an overview). None of these models have been used by a wide user group, and neither of them has been accepted as a possible standard for carbon crediting from projects.

2. The CASFOR project

The CO2fix model was developed as part of the “Carbon sequestration in afforestation and sustainable forest management” (CASFOR) project, a multi-institutional effort being carried out by ALTERRA in The Neth-

¹ This paper summarizes the main features of the CO2fix V2 model. For a comprehensive description of the model and more applications refer to Masera et al. (2001) and Nabuurs et al. (2001).

erlands, the Instituto de Ecología from the National University of Mexico in Mexico, the Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) in Costa Rica, and by the European Forest Institute in Finland.

The research team already developed the CO2fix v.1 model (Mohren et al., 1999), an ecosystem-level user-friendly model for quantification of the potential role of forest ecosystems in global carbon relations, in carbon sequestration, and in carbon emissions offsets as part of the policy evaluation of the role of forests in greenhouse effect. This version has been distributed as a free download through Internet since June 1999. At the moment, there are 800 registered users in 72 countries. Some of the results of previous versions of CO2Fix have been used for quantifying C stocks and fluxes in a wide variety of forest systems ranging from even-aged monospecific temperate forest stands to agroforestry system in the tropics (Mohren & Klein Goldewijk, 1990; Nabuurs & Mohren, 1993 and 1995; de Jong et al., 1998; Ordóñez and Maser, 2000, Olguín, 2001, Nabuurs & Schelhaas, 2001, Schelhaas and Nabuurs, 2001). Furthermore, some of the CO2fix outcomes have been used in the IPCC 1995 climate change assessment (Brown et al., 1996).

The CO₂fix v.1 simulates the carbon dynamics in a single species (monoculture) stands, e.g. in forest plantations, which limits its applicability. Therefore, the team decided to develop a new version of the model, able to simulate the carbon dynamics in more complex situations. These situations are, for instance, the case of tropical forests, where multi-species (functional groups) and a multi-layer structure is common. The same is true for agroforestry systems and for the management of mixed-species, uneven aged native forests.

3. CO2fix v.2 Model Structure

The CO2FIX v.2 is an ecosystem-level simulation model that quantifies the C stocks and fluxes in the forest using a full carbon accounting approach. It has been programmed in C++ using an object-oriented programming environment. The model is divided in three main modules: biomass, soil organic matter and products, and runs with time-steps of one year (Figure 1). The model produces output in tabular and graphic forms. It allows estimating the time evolution of total carbon sequestered at the stand level. The total carbon stored in the forest ecosystem at any time (C_t) is considered to be

$$C_t = Cb_t + Cs_t + Cp_t \quad (1)$$

where,

Cb_t is the total carbon stored in living (above plus

belowground) biomass at any time “t”

Cs_t is the carbon stored in soil organic matter, and

Cp_t is the carbon stored in forest products

3.1 Carbon stored in living biomass

The carbon stocks and flows in the forests' living biomass (above- and belowground) are estimated using a “cohort model” approach (Reed, 1980). Each cohort is defined as a group of individual trees or species, which are assumed to exhibit similar growth, and which may be treated as single entities within the model (Vanclay, 1989, Alder and Silva, 2000). These cohorts may be, for example: a) successional groups in a natural forest (e.g. pioneers, intermediate, and climax), b) species in a mixed forests (e.g. mixed pine-oak forests); and c) strata in a multi-strata agroforestry system (e.g. understory, middle layer, upper layer). The carbon stored in living biomass (Cb_t) of the whole forest stand, can then be expressed as the sum of each cohort's biomass, i.e.,

$$Cb_t = \sum Cb_{it} \quad (2)$$

where Cb_{it} is the carbon stored in the living biomass of cohort i.

For each new time step, Cb_{it} is calculated as the balance between the original biomass, plus biomass growth (Gb_{it}), minus the turnover of branches, foliage and roots (T_{it}), minus tree mortality due to senescence (Msb_{it}), minus harvest (H_{it}) minus mortality due to logging (ML_{it}), i.e.,

$$Cb_{it+1} = Cb_{it} + Kc [Gb_{it} - Ms_{it} - T_{it} - H_{it} - ML_{it}] \quad (3)$$

where Kc is a constant to convert biomass to carbon content.

In order to simulate Gb_{it} the model uses as input the growth rate of stem volumes, which can be derived from yield tables. From the growth rate of stem volumes, growth rates for foliage, branches and roots are calculated, using time-dependent allocation coefficients. The model provides two alternative ways to define stem growth of each cohort: a) as function of tree or stand age (conventional yield tables), and b) as a function of the cohort total and maximum aboveground biomass. The latter input option has been added because in tropical forests many times diameter dependent instead of age dependent growth of trees is used.

Stem growth rate is later modified by the interactions of the cohort within itself and with other cohorts. Three types of interactions can be described: a) no com-

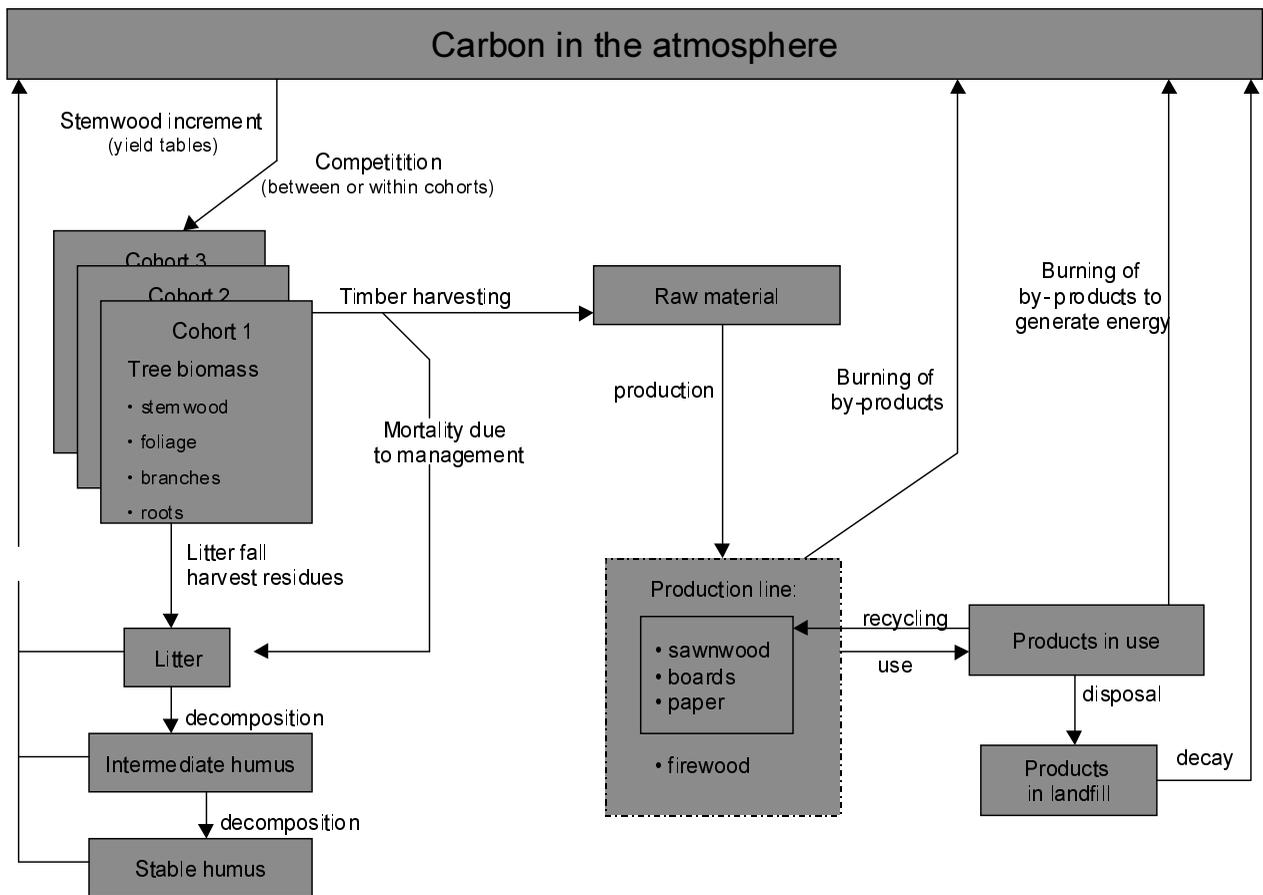


Figure 1. Carbon fluxes/processes (arrows) and carbon stocks (boxes) in a forest ecosystem and its wood products as distinguished in CO2FIX 2.1.

petition, b) competition, c) synergic effects. A single parameter is used to simulate the influence of the same cohort or the influence of other cohorts on the growth of the cohort in question. The model provides two basic options for modeling the interactions between and within the cohorts: a) Competition of a cohort as a function of total stand biomass (total biomass of all cohorts in a stand), i.e. the interactions of this cohort with all the cohorts combined, including the cohort in question; and b) Interactions of the cohort in question as a function of biomass of each other cohort separately.

Mortality due to senescence can be estimated as a function of tree age or as a function of the relative biomass (standing biomass divided by the maximum stand biomass). In the first case, it is assumed that all trees have a maximum age, and that the mortality (i.e. the probability of dying) increases when the age of the stand approaches the maximum age. If data of mortality related

to age is not available – a typical situation for tropical natural forests, the mortality can be modeled as a function of relative cohort biomass. The turnover for each cohort (T_{it}) is estimated as the sum of the turnovers of each component (branches, roots, and foliage), which in turn is simply the existing biomass of the particular component multiplied by a decay – or turnover – constant.

If the particular forest ecosystem under analysis is managed, part or all of the tree biomass might be removed through thinnings, selective logging or clear-cutting. This harvested biomass is subtracted from the existing biomass, and is allocated to the products and soil module (see the section on products below). During conventional forest logging, the mortality of the remaining trees also increases due to perturbations and damage. Also, the logging may cause mortality several years after the operation (Pinard and Putz, 1997). In many cases, the initial mortality is high during the first years after the

logging, and the mortality decreases gradually, reaching zero in 10-20 years, depending on the forest type and technology used (Pinard and Putz, 1997). In the CO2fix V.2 model, we use a logging damage mortality coefficient ($K_{L_{II}}$) as a linear function of time (years after logging).

3.2 Carbon stored in soil organic matter

At this stage, the estimation of flows and stocks of carbon in soil organic matter in the CO2fix model is done through the YASSO model, developed at the European Forest Institute (Liski et al, in prep). YASSO was chosen because this soil model uses a one year time interval as CO2FIX, provides more information on dynamics in different soil pools than the previous soil model, and is not too data intensive. The YASSO model is mainly suitable for non waterlogged mineral soils, and was tested for temperate and boreal circumstances with a distinct growing season.

YASSO consists of three litter compartments describing physical fractionation of litter and five compartments in the mineral soil describing the decomposition and humification processes. Litter compartments are stem litter, branches/coarse root litter, and foliage/fine root litter. The five other compartments are soluble, holocellulose, and lignin-like compounds of litter, and two humus pools. The soil model requires data on mean annual temperature (MAT, °C), precipitation in the growing season (Prec, mm), and Potential Evapotranspiration in the growing season (May to September for the Northern Hemisphere, Pet, mm) for study site. For tropical circumstances the year-round precipitation (Prec, mm), and the year-round Potential Evapotranspiration (Pet, mm) may be used.

3.3 Carbon stored in wood products

The products module is a carbon accounting sub-model that tracks the carbon from harvesting to final decay. It does this tracking through several intermediate processing and allocation steps. This module is based on a model developed and used before by Karjalainen et al. (1994) for modelling the carbon budget in the Finnish forest sector. A more detailed version of the model has been applied for the European forest sector (Karjalainen et al. 2001, Eggers 2001).

Harvested material from thinning and/or final felling is raw material for manufacturing, and is separated into logwood, wood for pulp and paper, and slash. This last pool can either remain in the field and thus entering the soil pool, or can be used for energy. Manufacturing includes various categories of production lines, such as sawn wood, board and panels, pulp and paper, firewood.

Products (also broader categories) are distributed to usage categories according to expected usage time. Finally, products can be disposed to landfills, used for energy generation or recycled. Carbon is released to the atmosphere when by products are set aside and decompose in the manufacturing phase (i.e., in mill site dumps), when firewood is burned and when products decompose in landfills.

CO2fix v.2 provides the opportunity to the user to choose either default parameters for even-aged, agroforestry or primary tropical forestry systems, or to modify those parameters based on own data. Default parameters are provided for pioneer, intermediate and climax species. In addition, minimum and maximum values for the parameters are provided to show the range for these parameters and user can modify default parameters within this range based on own data.

4. Application to Selected Case Studies

The model has been tested initially in five representative case studies of temperate and tropical forests: a) Even-aged Norway spruce of Central Europe; b) Even-aged mixed Douglas Fir-Beech forest of Atlantic Europe; c) Mixed Pine-Oak native forest of Central Mexico; d) Tropical rainforest in Costa Rica; and e) Multi-strata Agroforestry System in Costa Rica. See Masera et al. (2001) and Nabuurs et al. (2001) for more details about each of the management systems, as well as the parameters used in the simulations.

Selected output tables are presented in Figures 4 to 7 that illustrate the model versatility and usefulness at handling diverse forest management situations. Specifically, the model allows for examining simultaneously multiple cohorts (Fig.4), conduct a precise analysis of the carbon stored in wood products with different lifespans (Fig. 5), study the carbon dynamics associated to the harvesting of tropical forests using three generic cohorts –pioneers, intermediate and climax species- (Fig. 6), and examining the way the diverse components of living biomass (foliage, branches, stems and roots) contribute to total carbon biomass through time (Fig. 7).

5. Conclusions

The CO2fix v.2 provides a user-friendly public-access tool to dynamically estimate the carbon stocks and flows for a variety of forest ecosystems around the world. Therefore, it is a valuable tool to improve the estimates of the carbon mitigation potential of forestry options, including ARD and forest management. It can

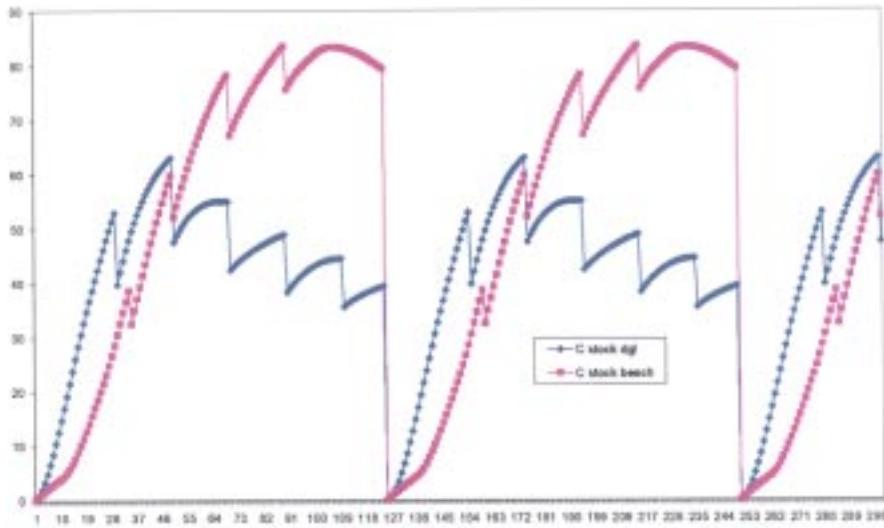


Figure 4. Carbon stocks in forest biomass in the mixec Douglas-fir beech forest ecosystem with competition.

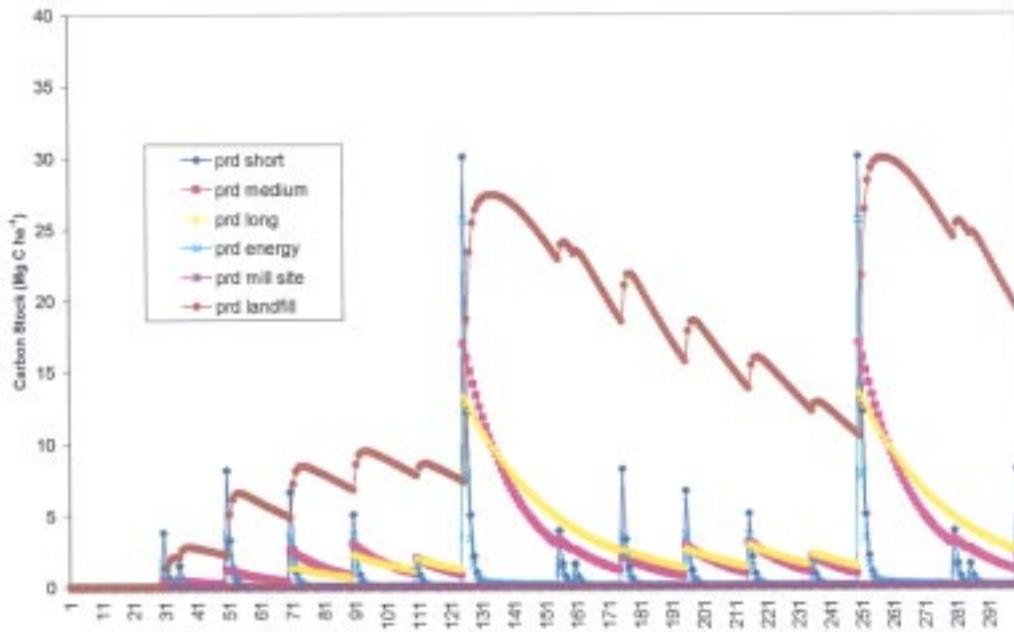


Figure 5. Carbon stocks in the wood products module including land fills.

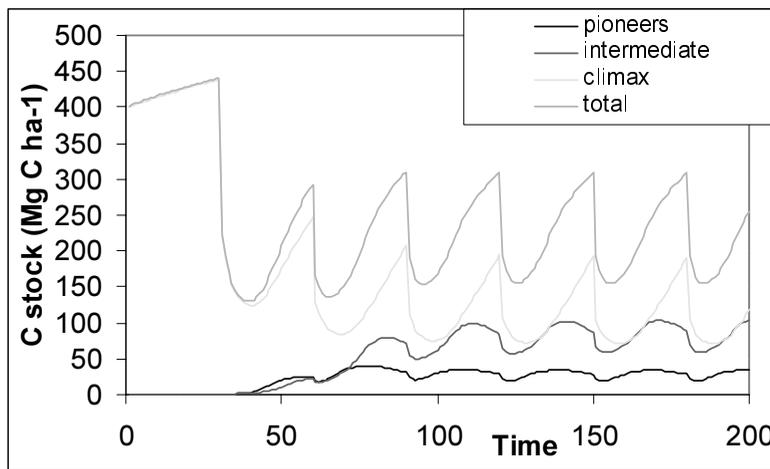


Figure 6. Carbon stocks in forest biomass in a selective logging system in tropical rainforest. The simulation starts in the primary forest

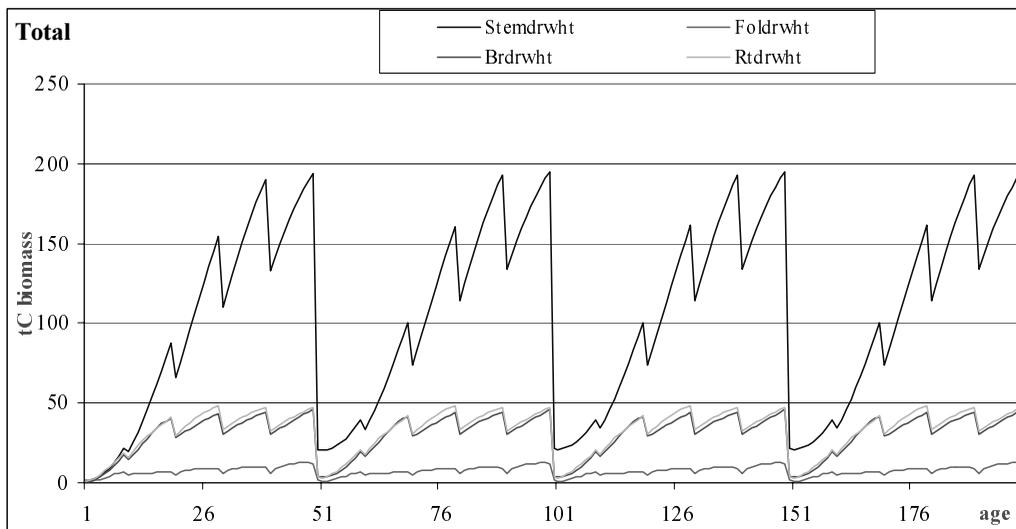


Figure 7. Carbon stocks in forest biomass in a selective logging system in temperate mixed Pine-Oak native forests of Central Mexico

also be used to estimate the carbon implications of CDM or JI projects in the context of the Kyoto Protocol.

Currently, feedback from users is needed to better calibrate and validate the model to a variety of systems, and very specifically to tropical forest conditions. The research group will continue to improve the model. Further work will include the strengthening of the users feedback, creating a users's support group and a case study database, with validated parameters for the most common systems around the world. The model will also be upscaled to the landscape level will be integrated it into a geographic information system (GIS). The current

version of the model can be downloaded from the site www.efi.fi/projects/casfor.

6. Acknowledgments

This paper has been written as part of the Project "Carbon sequestration in afforestation and sustainable forest management" financed through the EU INCO-DC programme (project No. ERBIC18 CT98 0324). Additional support was obtained from the Dutch and the Mexican National Council on Science and Technology (CONACYT) under the project 32715-N.

7. References

- Alder, D., and J. N. M. Silva. 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 130:141-157
- Brown, S., J.Sathaye, M.Cannell, P.Kauppi, P.Burschel, A.Grainger, J.Heuveland, R.Leemans, P.Moura Costa, M.Pinard, S.Nilsson, W.Schopfhauser, R.Sedjo, N.Singh, M.Trexler, J.van Minnen, and S.Meyers, "Management of Forests for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions," in *Climate Change 1995 Impacts, Adaptations, and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses, IPCC*, edited by R. T. Watson, M.C.Zonyowera, and R.H.Moss (USA: IPCC/Cambridge University Press, 1996), 775-94.
- Eggers, T. 2001. Implications of wood product manufacturing and utilization for the European carbon budget. European Forest Institute. *Interim Report*. In preparation.
- Grace, J., J. Lloyd, J. McIntyre, A.C. Miranda, P. Meir, H.S. Miranda, C. Nobre, J. Moncrieff, J. Massheder, Y. Malhi, I. Wright and J. Gash 1995. Carbon Dioxide Uptake by an Undisturbed Tropical Rain Forest in Southwest Amazonia, 1992 to 1993. *Science* 270:778-780.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry, Cambridge University Press, New York, pp.1-20 (Libro de Revisión del Estado del Arte del tema a nivel Mundial por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Jong, B.H.J. de., S. Ochoa-Gaona, L. Soto-Pinto, M.A. Castillo-Santiago, G.Montoya-Gomez, R. Tipper, and I. March-Mifsut. 1998. Modelling Forestry and Agroforestry Opportunities for Carbon Mitigation at Landscape Level. In: G.J. Nabuurs et al, *Forest Scenario Modelling for Ecosystem Management at Landscape Level*. EFI. Proceedings 19, p. 221-237.
- Karjalainen, T. 1996. Dynamics and potentials of carbon sequestration in managed stands and wood products in Finland under changing climatic conditions. *Forest Ecology and Management* 80:113-132.
- Karjalainen, T., Kellomäki, S. & Pussinen, A. 1994. Role of wood-based products in absorbing atmospheric carbon. *Silva Fennica* 28(2):67-80.
- Karjalainen, T., Nabuurs, G.-J., Pussinen, A., Liski, J., Erhard, M., Sonntag, M. & Mohren, F. 2001. An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *Forest Ecology and Management*. In print.
- Liski J., et al. 2001. "Carbon balance of European forest soils under climate change; a soils module for the EFISCEN model." European Forest Institute Manuscript (in prep.).
- Masera, O.R., J.F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, M. Olguín and B.H.J. de Jong, 2001. *Modeling Carbon Sequestration in Afforestation and Forest Management Projects: The CO2fix V.2 Approach*. Submitted to Ecological Modeling.
- Mery, G. and Kanninen, M. 1999. Forest Plantations and Carbon Sequestration in Chile. In: M. Palo (ed.), *Forest Transitions and Carbon Fluxes, Global Scenarios and Policies*. World Development Studies 15. United Nations University, World Institute for Development Economy Research (UNU/WIDER), Helsinki. Pp. 74-100.
- Mohren, G.M.J., Garza Caligaris, J.F., Masera, O., Kanninen, M., Karjalainen, T., Pussinen, A. and Nabuurs, G.J. 1999. CO2FIX For Windows: a dynamic model of the CO₂-fixation in forests; Version 1.2. IBN Research Report 99/3. 33 p.
- Nabuurs, G. J. and M.J. Schelhaas. (In review). "Carbon profiles of forest types across Europe assessed with CO2FIX." *Ecological Indicators*.
- Nabuurs, G.J., J. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, O.R. Masera, and A. Pussinen, 2001. *Manual of the CO2FIX V2.0 model - a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products chains-*. Alterra Report, Netherlands.
- Nabuurs, G.J. and G.M.J. Mohren 1993. Carbon fixation through forestation activities; a study of the carbon sequestration potential of selected types. Commissioned by the foundation FACE. IBN Research Report 93/4. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, The Netherlands. 205 p.
- Nabuurs, G. J. and G. M. J. Mohren (1995). "Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types." *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1157-1172.
- Olguín, M. 2001. Incorporación de la captura de carbono como propuesta de manejo forestal integral: estudio de caso en una comunidad de la Meseta Purépecha, México. Bachelor Thesis, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ordoñez, A. B. and O. Masera. 2001. Almacenamiento de Carbono en un bosque de *Pinus Pseudostrobus* en

Nuevo San Juan, Michoacán. Madera y bosque 7(2): 27-49.

Phillips, O.L., Y. Malhi, N. Higuchi, W.F. Laurance, P.V. Núñez, R.M. Vásquez, S.G. Laurance, L.V. Ferreira, M. Stern, S. Brown and J. Grace 1998. Changes in the Carbon Balance of Tropical Forests: Evidence from Long-Term Plots. Science 282:439-442.

Pinard, M. and Putz, F. 1997. Monitoring carbon sequestration benefits associated with a reduced impact logging in Malaysia. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 2:203-215.

Reed, K.L. 1980. An ecological approach to modeling the growth of forest trees. Forest Science 26:33-50.

Schelhaas, M.J. and G.J. Nabuurs (2001). Spatial distribution of carbon stocks and fluxes in the Veluwe forest area in the Netherlands. Wageningen, ALTEIRA. Alterra report No 301.

Schlamadinger, B. and Marland, G., 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. Biomass and Bioenergy 10:275-300.

Vanclay, J. K. 1989. A growth model for North Queensland rainforests. Forest Ecology and Management 27:245-271.

White, A., Cannell, M. G. R. and Friend, A. 2000. CO₂ stabilization, climate change and terrestrial carbon sink. Global Change Biology 6:817-833.

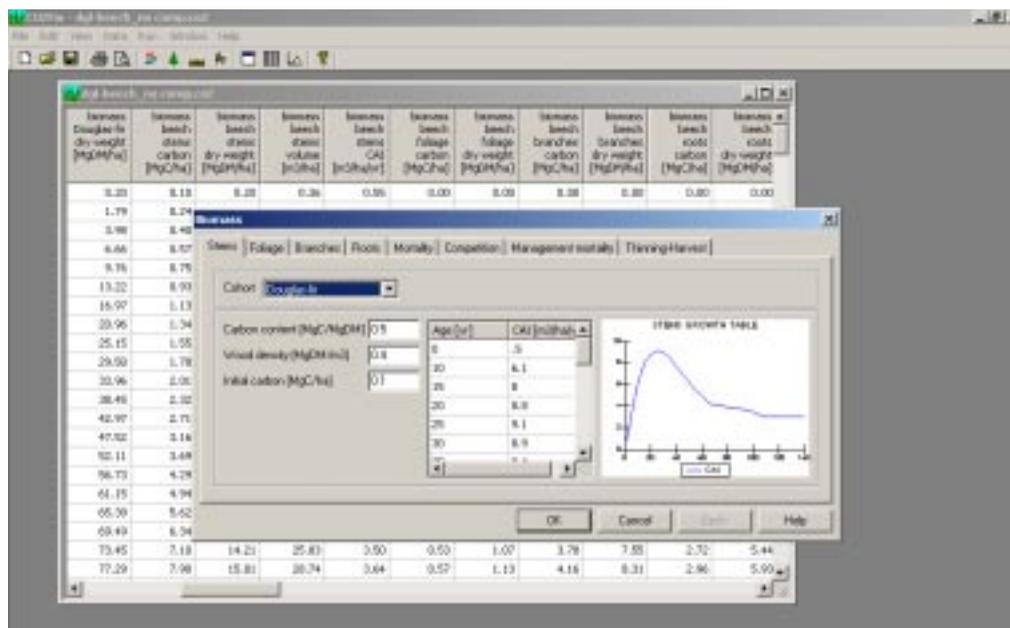


Figure. A view at the windows based CO2FIX V 2.0

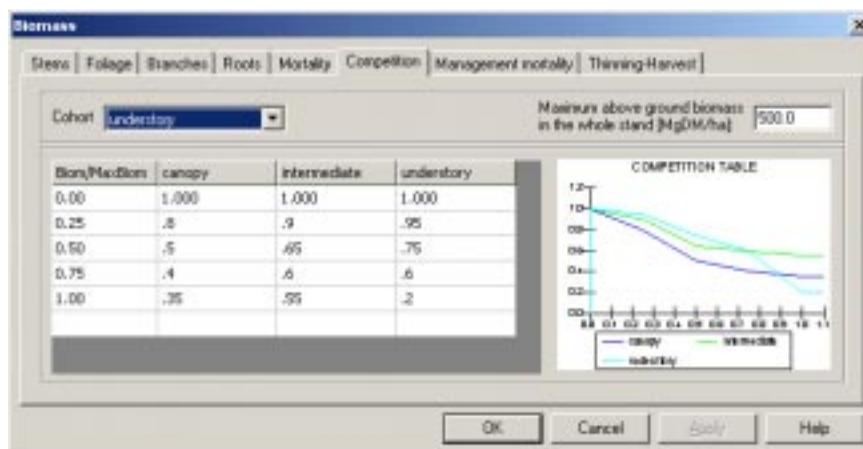


Figure. Competition between cohorts

Medición del Carbono Almacenado en los Bosques de la Reserva Nacional Malleco. IX Región, Chile

C. Nadler¹; A. Meza²; R. Torres³; M. A. Jara⁴.

Resumen

En el marco de la aplicación del Plan de Ordenación Multifuncional de la Reserva Nacional Malleco (1997-2011), el plan de seguimiento ambiental contempla objetivos relacionados con el efecto de invernadero.

En efecto, el Proyecto, tal como está planteado, va a favorecer una estrategia de regeneración permanente y una silvicultura dinámica, que podría aumentar el almacenamiento del carbono en el bosque y con una producción sustentable de madera.

El objetivo es medir el stock de Carbono presente en el bosque al inicio de dicho Plan de Ordenación y estimar el efecto de las operaciones forestales previstas sobre el balance de Carbono comparándolos con otros escenarios de referencia (bosque primario preservado o sobreexplotado, bosque secundario no manejado, bosque nativo reemplazado por plantaciones etc.).

El presente documento presenta una síntesis de la metodología aplicada en el marco del Proyecto de Cooperación chileno-francés, según las siguientes etapas:

- Trabajos comunes: corresponden a trabajo de síntesis de los datos existentes, funciones de volumen, crecimiento de árboles por estaciones forestales, reacción al raleo y uso de los productos explotados.

- Trabajos in situ: presentación del protocolo implementado, elección de sitios, muestreos destructivos con parcelas y estudio de los suelos, análisis de costo/rendimiento, comentarios sobre dificultades encontradas, modelización.

- Modelizaciones existen de dos tipos:

- Modelización de resultados: diferencias entre sitios, entre sectores de biomasa, cálculo del carbono almacenado

- Modelización de evolución de stock: con datos de crecimiento, de descomposición de desechos, de la respuesta de los árboles al raleo, del mejoramiento de la calidad de los productos exportados. Se trata de representar la variación del stock de Carbono a largo plazo según simulación de varios tipos de manejo posibles.

La medición de carbono y estimación de la variación de flujo son métodos complejos con numerosas interrogantes. Nuestro trabajo, de las investigaciones preliminares hasta las fases de terreno y las Modelizaciones, constituye un aporte a las reflexiones en términos de metodologías y análisis de costos/rendimiento.

¹ Consultora del Office National des Forêts; ² Jefe Oficina Coordinación Ambiental, CONAF;

³ Oficina Coordinación Ambiental, CONAF; ⁴ Jefe Proyecto Malleco Tolhuaca, CONAF.

Proyecto "Apoyo a la Conservación y a la Gestión Sustentable del Bosque Templado de Chile – Proyecto Piloto Malleco-Tolhuaca"

Recreo 868 – Temuco Chile

Tel: (45) 29 82 52 Tel/Fax: (45) 26 97 24

e-mail: Conafonf@interweb.cl

I. Introducción

El calentamiento global y las consecuencias que este fenómeno tendrá sobre la calidad de vida de los seres humanos ha sido tema de amplia discusión en el ámbito, científico, político, económico, social y ambiental. Investigaciones científicas sobre las emisiones de gases de efecto invernadero, durante los últimos 10 años, predicen que el cambio climático podría producir un aumento en el nivel de los mares, erosión costera, cambios dramáticos en patrones climáticos, aumento de enfermedades, pérdida acelerada de biodiversidad y desertificación.

Consecuentemente con la preocupación mundial sobre esta temática, en nuestro país se ha generado una intensa discusión desde la perspectiva de los bosques y su rol en el cambio climático global. En este contexto, se ha formado en nuestro país un Grupo Asesor para la Convención de Cambio Climático, donde, entre otros temas, se coordina la posición país en el ámbito forestal.

La Corporación Nacional Forestal además de ser miembro del Grupo Asesor Nacional, se ha planteado el desafío de desarrollar una investigación piloto, para generar información sobre la captura de carbono en un área de bosques templado de la IX Región de Chile (CONAF, 1998). El presente documento corresponde a un extracto, elaborado a partir de los datos e información generada por el Proyecto denominado “Balance de la Dinámica del Carbono en la Reserva Nacional Malleco¹ (RNM)” (CONAF-ONF, 2001).

II. Marco General

El desarrollo e implementación de una metodología práctica, para determinar la acumulación actual de carbono en los bosques de la Reserva, se orienta a la generación de datos que faciliten las decisiones de manejo forestal que contribuyan a incrementar su capacidad de captura de carbono (CONAF-ONF-FFEM, 2000). En la actualidad, la mayoría de estos bosques se caracterizan por estar constituidos de masas forestales en avanzados estados de desarrollo con diversos grados de degradación, principalmente por acción antrópica.

Considerando la dificultad de la medición de los flujos gaseosos que son parte de la dinámica de carbono entre la atmósfera y los ecosistemas forestales (Figura N° 1), la investigación se ha orientado a determinar el carbono que se almacena en forma sólida en los bosques. En este sentido, la cantidad de carbono total almacenado, será determinada a través de la medición por componentes (2).

III. Metodología adaptada a Malleco

Herramientas para la Medición de la Cantidad de Carbono Almacenado

La primera etapa de medición será determinar la cantidad de carbono contenida en 20 árboles vivos, para lo cual se usará el método denominado “**muestreo destructivo**” (MD). Paralelamente con los datos de carbono almacenado en estos 20 árboles, se construirán funciones matemáticas, para extrapolar a nivel de la parcela de muestreo, el contenido de carbono de acuerdo a la Circunferencia a la Altura del Pecho (CAP) de los árboles (Figura N°2).

Una siguiente etapa será, determinar el carbono almacenado en un **rodal**, para ello se utilizará un muestreo de parcelas ubicadas en rodales representativos donde se realizarán mediciones de acuerdo a los siguientes criterios:

- Medir el carbono contenido en los componentes no arbóreos, como herbáceas, desechos, arbustos. En este caso la medición se hará a través de **mediciones destructivas**, lo que permite determinar el peso de cada uno de los componentes.
- Evaluar el carbono contenido en los suelos. La operación previa fue establecer el mejor protocolo de medición, lo cual fue aplicado en cada parcela de inventario.
- Hacer un **inventario pie a pie del CAP de los árboles**. Esto permitirá calcular el carbono contenido en ellos, a través de la función obtenida mediante el muestreo destructivo.

De manera complementaria, los resultados correspondientes a la cantidad de carbono contenido en cada parcela serán extrapolados al rodal. Conociendo el

¹ La Reserva Nacional Malleco de 16.625 ha, que forma parte del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado de Chile, cuenta con Plan de Ordenación cuyo objetivo es favorecer una estrategia de regeneración organizada, permanente y una silvicultura dinámica (Pelissou F., 2000).

² Entiéndase por componentes; los árboles pequeños, árboles grandes, suelo, hierbas, quilas, arbustos, desechos, hojarasca y raíces.

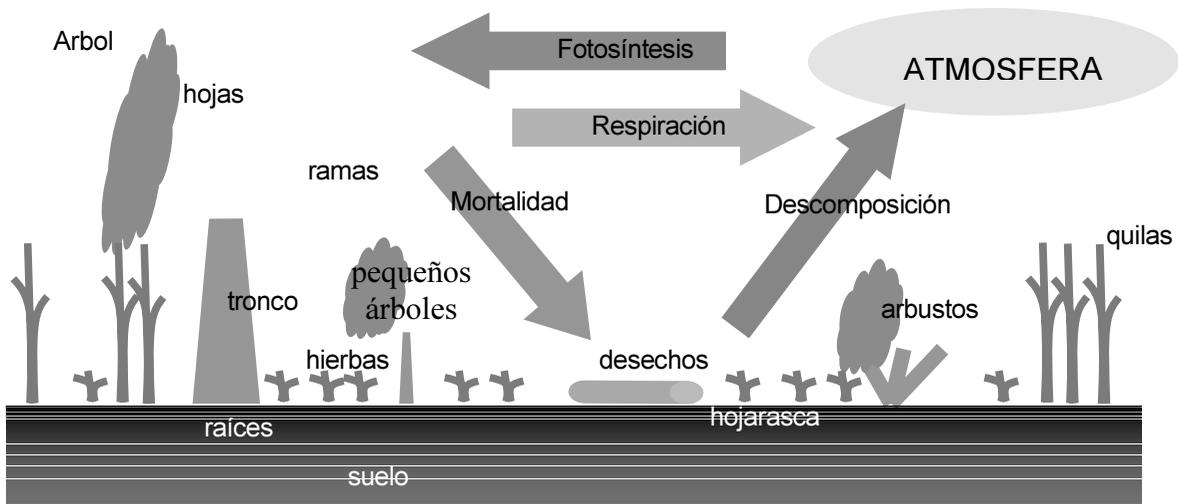


Figura N° 1: Componentes del bosque y sus intercambios de carbono con la atmósfera

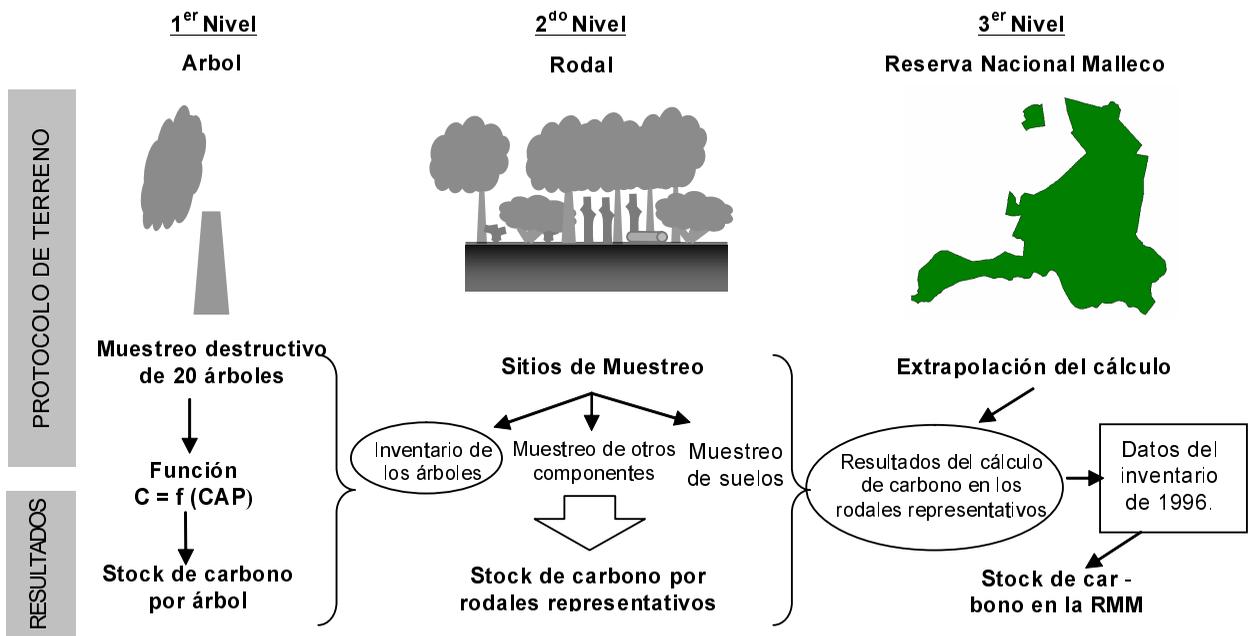


Figura N° 2: Metodología de evaluación de la cantidad de carbono en la RNM

carbono total por rodal se determinará el carbono total contenido en la RNM, a través del inventario forestal existente (CONAF-ONF, 1997).

Fase Operativa

Para el muestreo de los 20 árboles vivos se eligió las especies Raulí (*Nothofagus alpina*) y Coigüe

(*Nothofagus dombeyi*), que son las más representativas del Tipo Forestal Roble-Raulí-Coigüe (CONAF-ONF, 1999), que a su vez es el más representativo en la RNM.

Se muestreó 10 árboles vivos de cada especie, entre los 20 cm y 2 mt de diámetro. Por las características encontradas en terreno se decidió además incluir 5 árboles muertos y 50 árboles pequeños, de diámetros entre 2 a

20 cm (esto originó en definitiva un muestreo de 70 árboles vivos).

Medición de la cantidad de Carbono en los Árboles (1^{er} Nivel)

Cada árbol volteado fue caracterizado a través de los siguientes datos: medición de las Circunferencias a la Altura del Pecho (CAP), la altura total, el estado sanitario, la forma y la superficie de copa del árbol de muestreo, así también, se midió la distancia de los 5 árboles más cercanos al árbol de muestreo, y sus respectivos CAP, altura, forma y estado sanitario. Además se demarcó la zona de caída de los árboles de muestreo (para limpiar la zona de caída, y no perder partes importantes del árbol volteado).

Después del volteo se midió el largo total del árbol, y se trozó el fuste cada un metro a partir de la altura al pecho. A cada corte, se le midió la circunferencia, el grosor de corteza (varias medidas) y la superficie de la pudrición central si estuviese presente³ (CONAF-ONF, 2000 c).

La cantidad de carbono almacenado en los árboles secos se midió con la misma metodología que para los árboles vivos (análisis de tallo y pesaje en trozos de 1 m).

La medición directa en raíces se realizó con la ayuda de excavadoras⁴, palas y picota, los trozos de raíces fueron lavados y luego pesados de manera similar al método de muestreo destructivo de árboles (CONAF-ONF, 2001).

Posteriormente a la medición del carbono en los árboles muestreados, se construyó las funciones para la determinación del carbono almacenado en función del CAP.

Medición de la cantidad de Carbono en Rodales (2^{do} Nivel)

Para calcular la cantidad de Carbono en este nivel, se utilizó una red de sitios de muestreo ubicados en los rodales más representativos de la Reserva.

Determinación de la Red de Sitios de Muestreo

Para seleccionar los sitios de muestreo, en los rodales representativos de la RNM, se utilizó los criterios de estado de desarrollo, estación y grado de intervención pasada, contenida en el Plan de Ordenación de la Reserva (Tabla N° 1).

Para seleccionar los sitios de muestreo, en los rodales representativos de la RNM, se utilizó los criterios de estado de desarrollo, estación y grado de intervención pasada, contenida en el Plan de Ordenación de la Reserva (Tabla N° 1).

Sitios de Muestreo

Cada sitio⁵ de muestreo se compone de un grupo de 5 parcelas (cuadradas, de lado 35 m, superficie de 1.225 m²), ubicadas en un transecto orientado en el sentido de la pendiente más fuerte (Figura N° 3). La distancia entre los centros de las parcelas es de 70 m. Cuando el rodal no es lo suficientemente grande, esta distancia se acorta a 50, y cuando la distancia no es suficiente, se instala una o dos parcelas en un transecto paralelo. Las parcelas se orientan en dirección Norte-Sur, según la diagonal del cuadrado (Figura N° 3).

Medición de Biomasa y Necromasa en cada Parcela

En cada parcela se midió el CAP, la altura y la forma de los árboles grandes y pequeños; se pesó los arbustos, desechos, hojarasca, quilas, raíces pequeñas y hierbas (CONAF-ONF, 2000 b); y se realizó un detallado muestreo en el suelo (Figura N° 4).

Para la medición de los componentes en cada parcela se utilizó un diseño tipo de acuerdo al siguiente esquema: Figura° 5.

Tabla N° 1: Definición de los estados de desarrollo

TIPO	Diámetro Altura del Pecho	ALTURA
Brinzal	5 - 10 cm	3 - 10 m
Latizal	10 - 35 cm	10 - 25 m
Fustal	35 - 50 cm	> 25 m
Maduro	50 - 70 cm	> 25 m
Sobre maduro	> 70 cm	> 25 m

Fuente: Plan de Ordenación de la Reserva Nacional Malleco, 1997.

³⁾ Esta operación se realizó con un plástico tenso dentro de un marco de madera (1,2 x 1,2 m) sobre el cual se marcaron cuadrados de 3 x 3 cm, a través de los cuales se obtuvo la superficie total de pudrición.

⁴⁾ Se utilizó inicialmente un bulldozer pero por las características de los individuos muestreados no se obtuvo buenos resultados.

⁵⁾ Se instaló un total de 23 sitios de muestreo en rodales representativos

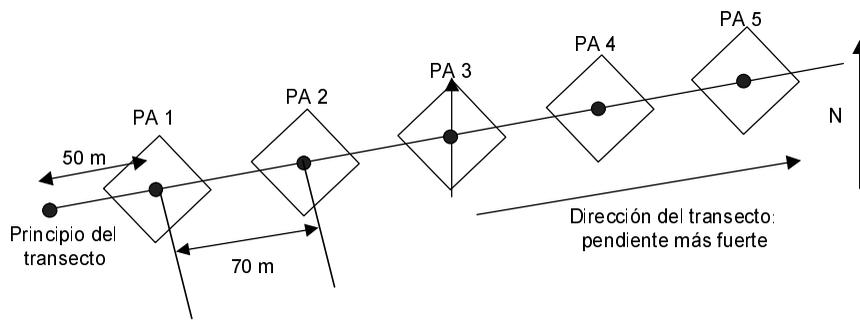


Figura N° 3: Sitio de Muestreo. Ubicación de las parcelas en el transecto

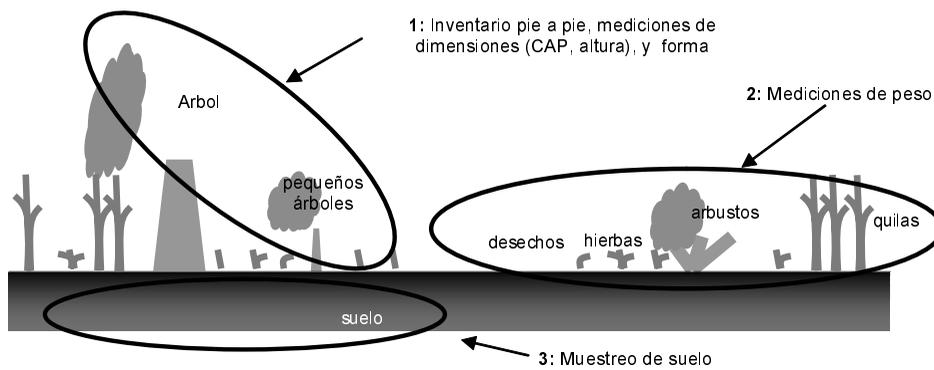


Figura N° 4: Diferentes tipos de medidas en función de los componentes de la parcela

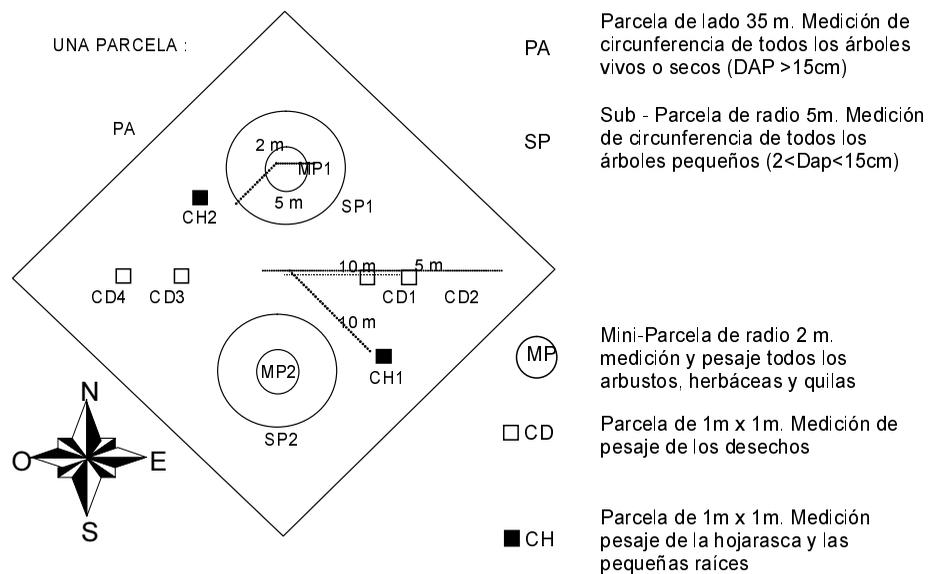


Figura N° 5: Diseño de las medidas en cada parcela

Para las mini-parcelas (MP): la medición consistió en cortar la vegetación (arbustos, hierbas y quilas) a ras del suelo y pesar separadamente los tres tipos de vegetación. Una muestra de cada tipo por parcela (por las dos mini-parcelas) se recolectó para análisis en laboratorio.

Para la hojarasca y las raíces pequeñas (CH): las medidas se hicieron sobre superficies cuadradas (1 x 1 m). Se despejó el lugar, para luego recolectar y pesar la hojarasca contenida dentro de la parcela. Se colectaron y se pesaron las raíces, de diámetro inferior a 2 cm, contenidas en los primeros 30 cm de suelo.

En el caso de **los desechos (CD)**, Las medidas se hicieron sobre pequeñas superficies cuadradas (1 x 1 m), ubicadas como aparece en el dibujo representado en la Figura N° 5.

Medición de la cantidad de Carbono en el Suelo

Para determinar la cantidad de carbono en el suelo, se utilizó un total de 110 muestras obtenidas desde el centro de cada parcela de muestreo.

Cada muestra se obtuvo de los primeros 30 cm de profundidad, utilizando cilindros de 100 cm³, luego la muestra fue enviada a laboratorio para la determinación

de la densidad aparente. Paralelamente, utilizando el mismo cilindro, se recolectó una segunda muestra homogénea de suelo entre 0 hasta 30 cm de profundidad, para determinar sólo la tasa de carbono (T_c). El carbono total almacenado en el suelo se calcula con la siguiente formula:

$$C(\text{kg/m}^3) = T_c * D * e$$

Donde:

C = Carbono total;

T_c = Tasa de carbono;

D = Densidad, y

e = Espesor del horizonte

Evaluación de la cantidad de Carbono de la RNM (3er Nivel)

Los resultados de carbono total almacenados en cada parcela, fueron extrapolados a su correspondiente rodal; esto permitirá posteriormente, a través de los datos del inventario (Tabla N° 2) determinar la cantidad total de carbono en la Reserva Nacional Malleco (Figura N° 6).

Tabla N° 2: Superficie por estado de desarrollo en la RNM

	Desarbolado	Regeneración	Brinzal	Latizal	Fustal	Maduro	Sobre maduro	TOTAL (ha)
TOTAL (ha)	785,6	394,2	1331,7	3410,4	1419,4	2824,7	6114,5	16280,6

Fuente: CONAF-ONF, 1997.

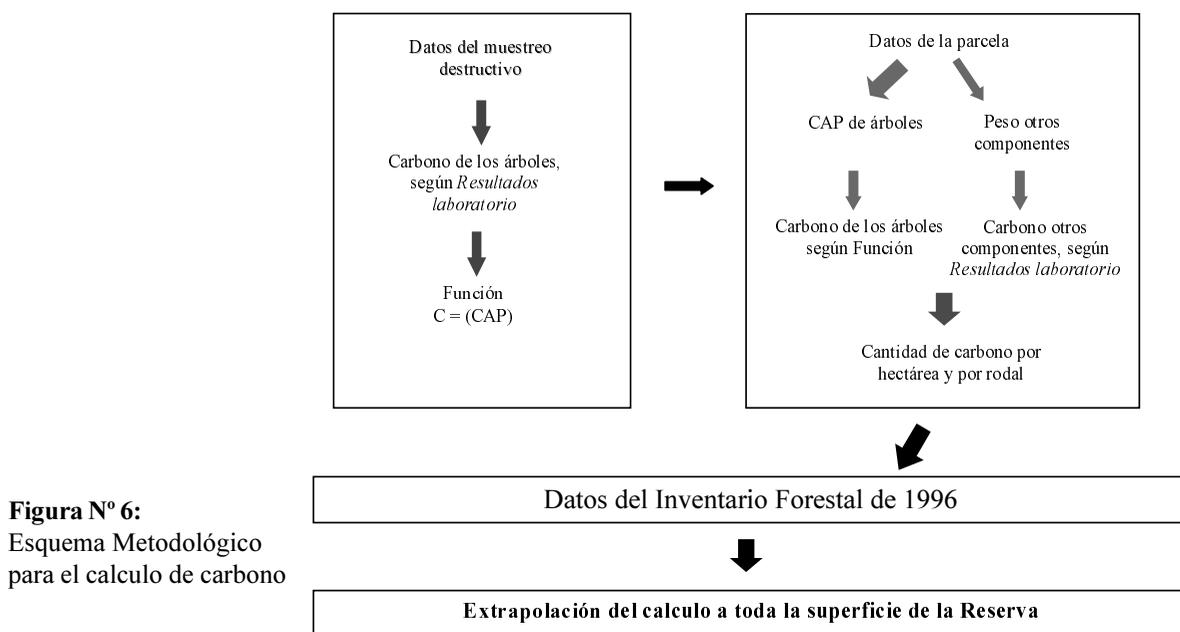


Figura N° 6: Esquema Metodológico para el calculo de carbono

IV. Resultados

Cantidad Total de Carbono por Componente

El cálculo de la cantidad total de Carbono almacenado en cada uno de los componentes, fue determinado a partir de las superficies detalladas para cada estación y estado de desarrollo, según los datos del Plan de Ordenación de la RNM (CONAF-ONF, 1997). A continuación se presentan los valores obtenidos de carbono almacenado por componente, sin los árboles (Tabla N° 3), y los valores de carbono almacenado para los árboles (Tabla N° 4).

Variabilidad del Carbono almacenado por Componente

De acuerdo con el análisis de los resultados de carbono almacenado en la RNM, es posible caracterizar al menos cuatro grupos (Gráfico N° 1).

Foto: Reserva Nacional Malleco. Proyecto Malleco Tolhuaca



Tabla N° 3: Cantidad de carbono por componente del bosque en la RNM, sin los árboles.

	Desechos	Suelos	Árboles muertos	Árboles Pequeños	Arbustos, Quilas y Raíces pequeñas	Hierbas y Hojarasca	TOTAL (Miles Ton)
TOTAL (Miles Ton)	1170,6	4331,0	455,9	141,6	57,3	42,3	6198,7

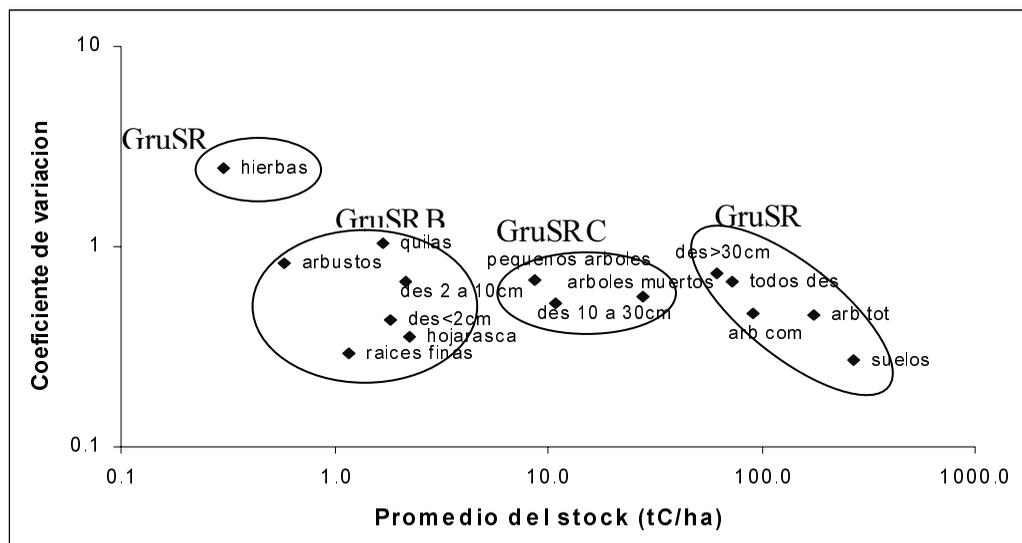


Gráfico N° 1: Variabilidad del carbono almacenado por componente

Principales características de los grupos identificados:

Grupo A: Las hierbas; alta variación, pero representan una cantidad de carbono poco significativa (menos de 0,1% del total);

Grupo B: Los arbustos, quilas, desechos de diámetro inferior a 10 cm, hojarasca y raíces finas; representan menos de 0,5% del carbono total almacenado;

Grupo C: Los árboles pequeños, os árboles muertos y los desechos entre 10 y 30 cm; representan una cantidad de carbono almacenado poco importante (menos de 5% del total).

Grupo D: los árboles de grandes diámetros, desechos y los suelos son responsables de las diferencias importantes entre sitios, y representan la mayor cantidad de carbono almacenado (89,9% del total), de este total el carbono que se encuentra almacenado en el suelo corresponde al 47,9% (Gráfico N° 2).

Cantidad Total de Carbono en los Árboles

El cálculo de carbono almacenado en los árboles corresponde a especies de Raulí (*Nothofagus alpina*) y Coigüe (*Nothofagus dombeyi*) en proporciones iguales.

Cantidad Total de Carbono Almacenado en la Reserva Nacional Malleco (RNM)

Esta cifra esta calculada a partir de la evaluación de la cantidad de carbono realizada directamente en cada componente de las parcelas de muestreo, muestreo destructivo de los árboles y extrapoladas a la superficie total de la Reserva Nacional Malleco utilizando los antecedentes provenientes del Plan de Ordenación.

La cantidad total de carbono contenido en la RNM es:

$$\text{Carbono Total RNM} = \text{Carbono Total Árboles} + \text{Carbono Total Componentes no arbóreos}$$

$$\text{Carbono Total RNM (Miles de toneladas)} = 2.891,3 + 6.198,7 = 9.900$$

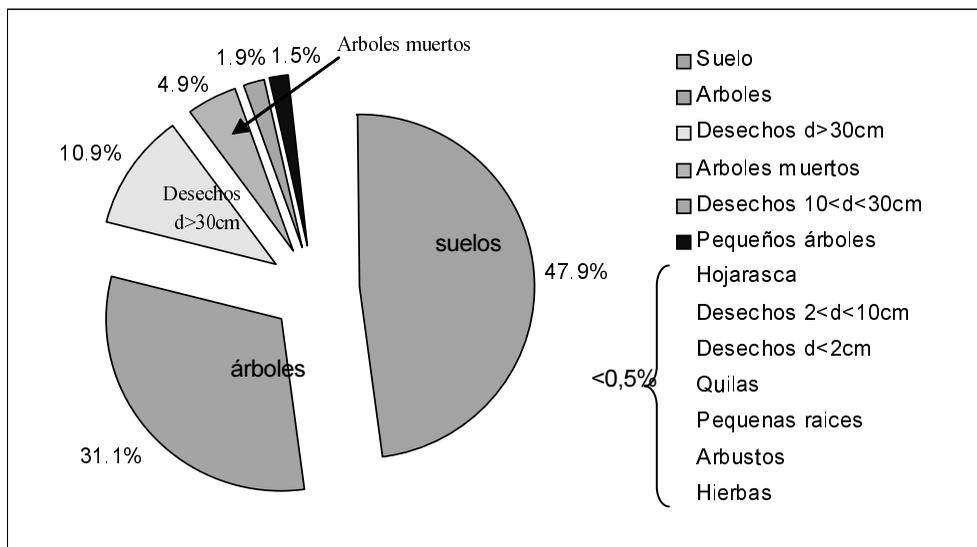


Gráfico N° 2: Repartición del carbono almacenado en el bosque

Tabla N° 4: Carbono contenido en los árboles de la RNM en toneladas

	Regeneración	Brinzal	Latizal	Fustal	Maduro	Sobre Maduro	TOTAL (miles ton)
TOTAL (miles ton)	3,3	26,9	373,6	245,6	621,2	1620,8	2891,3

V. Bibliografía

- CONAF, 1998. El Cambio Climático Global y el Efecto Invernadero: “el rol de los bosques como mitigadores de las emisiones de CO₂”. Retamal, A.; Meza, A. 33 pag.
- CONAF-ONF, 1997. –“Plan de Ordenación de la Reserva Nacional Malleco”. 195 p.
- CONAF-ONF, 1999. “Bilan de la dynamique du type forestier Roble/Rauli/Coigüe , rapport de la première mission courte d’appui”. 63 p.
- CONAF-ONF, 2000 a. “Analyse des données de la première phase de terrain et définition de la deuxième phase, rapport de la troisième mission courte d’appui”. 56 p.
- CONAF-ONF, 2000 b. “Bilan de la dynamique du type forestier Roble/Rauli/Coigüe , rapport de la deuxième mission courte d’appui”.
- CONAF-ONF, 2000 c. “Muestreo destructivo, manual de terreno”.
- CONAF-ONF, 2001. Proyecto «Balance de Dinámica del Carbono en la Reserva Nacional Malleco». Nadler, C.; Consultora ONF. 123 p.
- CONAF-ONF-FFEM, 2000. Proyecto de Cooperación Chileno-Francés. «Apoyo a la Conservación Sustentable del Bosque Nativo de Chile». Propuesta de Presentación a la Convención de Cambio Climático para la Fase Piloto de las Actividades Implementadas Conjuntamente. 45 p.
- Pelissou F., 2000. Proyecto «Apoyo a la Conservación y a la Gestión Sustentable del Bosque Templado de Chile: Historia y Perspectivas». Chile Forestal N° 281, p20-22.

Ecuaciones para Estimar Componentes de Biomasa en Plantaciones Forestales de Durango, México.

José Nívar¹; Nicolás González² y José Graciano³

Resumen

En este reporte de investigación se presentan las ecuaciones convencionalmente usadas para estimar los componentes de biomasa y biomasa total para plantaciones forestales con especies típicas de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Se presentan ecuaciones desarrolladas en regresión lineal, no lineal, múltiple lineal, múltiple no lineal y lineal generalizada que cumplen con los requisitos de aditividad para estimar la biomasa total. Con datos de 56 árboles de cinco especies de pino se estimaron parámetros de los modelos alométricos al nivel de la especie y para el grupo de especies. Los modelos desarrollados en regresión lineal generalizada se ajustaron mejor a la biomasa total, a partir de sus componentes. Por esta razón se recomienda su utilización en la elaboración de tablas de biomasa para estas especies de pino.

Palabras clave: Componentes de Biomasa Aérea, Modelos Aditivos, Regresión Lineal generalizada.

Abstract

Biomass Component Equations for Pine Species Planted in Durango, Mexico.

In this research we present equations conventionally used to estimate biomass components and total biomass for forest plantations with typical species of the Western Sierra Madre mountain range of south central Durango, Mexico. Equations were developed in lineal, non-lineal, multiple linear, multiple non-linear and generalized linear regression techniques, which meet the additivity requirements to estimate total biomass. Data collected from 56 trees from five pine species was used to estimate parameters of allometric equations at the species and group of species scales. Models developed in generalized least squares fitted total biomass better when estimated by estimating its components. Therefore this model technology is recommended to construct biomass tables for these pine species.

Key words: Components of aerial biomass, Additive models, Generalized Linear Regression.

¹ Profesor, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, km 145 Carr Nacional, Linares, N.L., México. 67700 (Email: jnavar@ccr.dsi.uanl.mx).

² Profesor, Centro de Bachillerato Tecnológico Forestal No 4. Ciudad Industrial, Durango, Dgo. México. ³ Consultor Forestal, Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 6. El Salto, P.N., Durango, México.

Introducción

En las últimas décadas se ha dado considerable atención a la estimación de biomasa de árboles individuales y rodales forestales. Se han desarrollado ecuaciones que relacionan la biomasa o sus componentes (raíces, hojas, ramas y fustes) con las características dasométricas de los árboles. El interés radica en entender la productividad del sitio (Bakersville, 1965), en comparar la productividad con modelos convencionales de rendimiento e incremento (Pastor y Bockheim, 1981) y en la estimación de biocombustibles (Agee, 1983).

En la actualidad, los estudios sobre la biomasa tienen como finalidad entender los ciclos de la energía y de los nutrientes. También se están usando para observar el efecto de la vegetación en el ciclo global del CO₂ (Brown, 1997). Algunos modelos de CO₂ (e.g., Makela, 1997; Mohren, 1994) incluyen la estimación de la biomasa o una función de la biomasa como el volumen, sus componentes o algunos parámetros relacionados, para establecer los flujos de este gas entre la vegetación, el suelo y la atmósfera. Dada esta importancia ambiental, las ecuaciones de biomasa se han desarrollado para bosques tropicales, templados y algunos tipos de vegetación semiárida (Schroeder *et al.*, 1997; Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997; Brown *et al.*, 1989; Nívar *et al.*, 2001). Sin embargo, existe muy poca información sobre la estimación de la biomasa en plantaciones forestales de México. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue reportar las tecnologías matemáticas disponibles para estimar los componentes de biomasa en plantaciones forestales de Durango, México.

Materiales y Métodos

Los estudios para desarrollar las ecuaciones de biomasa se realizaron en plantaciones forestales de la

Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 6 del Salto, Durango, México. El área donde se plantaron las especies de pino se caracteriza por ser la parte alta del macizo principal de la Sierra Madre Occidental del centro-sur de Durango. El clima del área se caracteriza por ser templado frío con lluvias veraniegas, con una temperatura y precipitación promedio anual de 11.7°C y 1200 mm, respectivamente. Los suelos son predominantemente Litosoles, Rendzinas y Cambisoles, someros, con textura media, generalmente francos. La vegetación está caracterizada por bosques mixtos de coníferas y latifoliadas, con abundancias relativas caracterizadas por la altitud sobre el nivel del mar y la pendiente (Graciano, 2001). Las especies de pino que dominan son: *P. durangensis*, *P. cooperi* O, *P. teocote*, *P. leiophylla*, *P. engelmannii*. Las especies de encino características son: *Quercus rubra*, *Quercus virginiana*, *Quercus potosina*, *Quercus nigra*, *Quercus sideroxyla*, *Quercus cupreata*, *Q. crassifolia*.

Las plantaciones se realizaron en sitios disturbados por incendios preferencialmente y se realizaron en parcelas de diferentes dimensiones y espaciamientos, dominando los 2x2. Las parcelas estudiadas fueron plantadas desde 1978 hasta 1994. Las características dasométricas se reportan en el Cuadro 1.

Las especies estudiadas se usan tradicionalmente como tutores y latas para cimbras cuando son bajos fustales; para muebles, construcción, pulpa para papel, chapa, aglomerado, cuando son altos fustales.

Muestreo

En las plantaciones forestales se observaron 25 árboles de *P. durangensis*, 19 de *P. cooperi* O, 4 de *P. arizonica*, 2 de *P. cooperi* B y 6 de *P. engelmannii*. Cada uno de los individuos se midió en su diámetro basal, altura total (HT), altura del fuste (HF) y la proyección

Cuadro 1. Parámetros dasométricos promedio de especies típicas del bosque de coníferas de la sierra Madre Occidental del norte de Durango, México

Especies	N	Edad	DB	Std	H	Std	CB	Std
<i>Pinus durangensis</i>	25	14.0	13.4	4.14	5.91	2.31	5.39	2.77
<i>Pinus cooperi</i> O	19	14.0	12.4	3.86	6.27	3.02	4.19	2.52
<i>Pinus arizonica</i>	4	20.0	11.0	2.16	5.48	0.45	2.06	0.18
<i>Pinus cooperi</i> B	1	18.0	16.3	0.00	4.00	0.00	6.26	0.00
<i>Pinus engelmannii</i>	5	9.4	12.1	4.69	3.46	1.09	5.79	0.73

DB= Diámetro basal (cm); H= Altura total (m); HF= Altura del fuste (m); CB = Proyección vertical de la copa (m²); Std= Desviación estándar.

vertical de la copa (CB). Los individuos se seleccionaron cubriendo el rango de características dasométricas y cortados dentro de un período no mayor a 2 meses para que la biomasa sobre todo foliar no mostrara variaciones temporales. Este procedimiento ha sido recomendado por Monserud *et al.* (1996) y Marklund (1983). Los individuos cortados se separaron en hojas, ramas y fuste, se pesaron por separado estos componentes, se colectaron muestras para secar en estufa y se volvieron a pesar después de secado.

Procedimiento

Las ecuaciones comúnmente usada en la estimación de biomasa tienen formas simples lineales, simples no lineales, lineales múltiples y no lineales múltiples (Clutter *et al.*, 1983). En este trabajo se desarrollaron ecuaciones para los componentes de biomasa para cada especie y por grupo de especies, con las siguientes metodologías: (1) relaciones no lineales, ONL, $(y = b_0(DB^2H)^{b_1} + b_2(DB^2H)^{b_3} + b_4(DB^2H)^{b_5})$; (2) relaciones no-lineales, con transformaciones, LTP, $(Ln y = b_0 + b_1 Ln(DB^2H) + b_2 + b_3 Ln(DB^2H) + b_4 + b_5 Ln(DB^2H))$; (3) relaciones lineales sencillas, RL, $(y = b_0 + b_1 DB^2H + b_2 + b_3 DB^2H + b_4 + b_5 DB^2H)$; (4) relaciones lineales múltiples en procedimientos stepwise, MLSP, $(y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_0 + b_3 X_3 + b_4 X_4 + \dots + b_0 + b_n X_n)$; (5) relaciones no-lineales múltiples en stepwise, MNSP $(Ln y = b_0 + b_1 Ln X_1 + b_2 Ln X_2 + \dots + b_0 + b_3 Ln X_3 + \dots + b_0 + b_n Ln X_n)$ y (6) regresiones similares no relacionadas, SUR $(y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + b_3 X_3 + b_4 X_4 + \dots + b_n X_n)$. Las primeras dos ecuaciones usan el parámetro db²h, diámetro basal al cuadrado por la altura total, como la única variable independiente mientras que las dos últimas ecuaciones incluyen solo las variables DB, HT, COB y DB²H. El rasgo deseable de estas ecuaciones es que la suma de los componentes de biomasa resultan en la biomasa total aérea por los modelos aditivos [1], [2] y [3] (Cunia y Briggs, 1985; Reed y Green, 1985; Parresol, 1999):

$$\begin{aligned}
 [1] \quad & \hat{y}_1 = x' b_1 \\
 & \hat{y}_2 = x' b_2 \\
 & \cdot \\
 & \hat{y}_k = x' b_k \\
 & \hat{y}_{total} = x' [b_1 + b_2 + \dots + b_k] \\
 [2] \quad & \hat{y}_1 = f_1(x'_1) \\
 & \hat{y}_2 = f_2(x'_2) \\
 & \cdot \\
 & \hat{y}_k = f_k(x'_k) \\
 & \hat{y}_{total} = \hat{y}_1 + \hat{y}_2 + \dots + \hat{y}_k
 \end{aligned}$$

Donde la aditividad de los componentes en [1] se asegura por el uso de la misma variable independiente. En el modelo [2], la biomasa total de la muestra se define como la función de la suma de cada una de las regresiones individuales. En el modelo [3] la aditividad se asegura por confirmar los coeficientes de la regresión a ciertas restricciones. Los coeficientes de regresión de la ecuación total son calculados agregando los coeficientes de las ecuaciones de los componentes de biomasa.

$$\begin{aligned}
 [3] \quad & y_1 = f_1(X_1) + \epsilon_1 \\
 & y_2 = f_2(X_2) + \epsilon_2 \\
 & \cdot \\
 & y_k = f_k(X_k) + \epsilon_k \\
 & y_{total} = f_{total}(X_1, X_2, \dots, X_k) + \epsilon_{total}
 \end{aligned}$$

La varianza total de la ecuación aditiva [1] y [2] se determinaron de [4] y [5], mientras que para el modelo [3] esta se estimó con el cálculo de la suma de cuadrados del modelo, en forma convencional:

$$\begin{aligned}
 [4] \quad & Var(\hat{y}_{total}) = \sum_{i=1}^j var(\hat{y}_i) \\
 [5] \quad & Var(\hat{y}_{total}) = \sum_{j=1}^k var(\hat{y}_j) + 2 \sum_{i \neq j} cov(\hat{y}_i, \hat{y}_j) \\
 \text{donde:} \quad & cov(\hat{y}_i, \hat{y}_j) = \rho_{y_i, y_j} \sqrt{var(\hat{y}_i) var(\hat{y}_j)} \\
 & \rho_{y_i, y_j} = \text{correlación entre } Y_i \text{ and } Y_j
 \end{aligned}$$

La evaluación de las ecuaciones se realizó por medio de los estadísticos de bondad de ajuste: el coeficiente de determinación, r², el error estándar, S_e, y el coeficiente de variación, CV. Los estadísticos s², S_e, r², y CV de las ecuaciones LTP y MNSP, cuyas variables son transformadas al logaritmo natural no son compatibles con los estadísticos del resto de las ecuaciones desarrolladas. Parresol (1999) y Cunia y Briggs (1985) enfatizaron la necesidad de usar un factor de corrección para transformar los estadísticos a sus dimensiones originales.

En esta investigación primero se estimaron los parámetros de las ecuaciones, después se corrieron las ecuaciones y finalmente los estadísticos de bondad de ajuste se estimaron con las dimensiones originales de los componentes de biomasa. Se usaron técnicas de cuadrados mínimos en regresión no lineal, lineal y múltiple para estimar los parámetros de las ecuaciones.

El procedimiento no lineal se corrió en SAS siguiendo el método de Newton. Este conjunto de ecuaciones siguen los procedimientos de desarrollo de ecuaciones de Burkhart y Sprintz (1984), Green y Reed (1985), Reed y Green (1985) y Parresol (1999). Estos procedimientos se realizaron para cada una de las especies probadas de cada tipo de vegetación.

Resultados y Discusión

Los estadísticos de bondad de ajuste r^2 y S_e de las ecuaciones para cada uno de los componentes de biomasa de cada especie mostraron diferencias importantes. En general, los estadísticos de los modelos para estimar biomasa foliar para cada una de las dos especies probadas resultaron ser muy bajos, con promedio de r^2 de 0.38 y de S_e de 1.21 Kg. Esta falta de precisión en las estimaciones de biomasa foliar se ha reportado por otros investigadores para otras especies (Prado *et al.*, 1987; Clough y Scott, 1989; Castellanos *et al.*, 1996). Este componente, sin embargo representa solo el 13.5% para *P. durangensis* y el 10% para *P. cooperi*. Otros parámetros tales como índice de área foliar, volumen de copa, apertura del follaje podrían ser incorporados adicionalmente para explicar parte de la variación remanente. Los modelos para estimar biomasa de ramas para cada una de las especies presentaron valores promedio de r^2 de 0.66 y de S_e de 1.57 Kg. Los modelos para estimar biomasa de fustes incrementaron la precisión en sus estimaciones, con valores promedio de r^2 de 0.83 y de S_e de 3.12Kg. Los modelos para estimar biomasa total, sin aditividad mostraron los estadísticos de mejor ajuste, con valores promedio de r^2 de 0.87 y S_e de 4.15 Kg. El incremento en la precisión de las estimaciones de la biomasa foliar parece estar relacionado, además de las variables dimensionales del fuste, con la mayor biomasa aérea en los otros compartimentos. Para *P. durangensis* y *P. cooperi*, los fustes, ramas y hojas representaron el 64 y 67%; 22.5 y 22.4% y el 13.5 y 10.6%, respectivamente.

Estos resultados son consistentes con aquellos reportados por Prado y Alarcón (1990) para *E. globulus*. Sin embargo son contrastantes para especies típicas de ecosistemas áridos y semi-áridos, donde una parte importante de la biomasa se concentra en las ramas (Hoda *et al.*, 1993; Návar *et al.*, 2001).

El procedimiento de regresión lineal generalizada, SUR, registró los estadísticos de mejor bondad de ajuste para cada una de las especies y para el grupo de especies. Para *P. durangensis*, el r^2 incrementó notoriamente en contraste con el modelo generado en regresión no lineal. El S_e se redujo hasta un 79% en contraste con el S_e de los otros modelos y hasta un 35% en contraste con el S_e del modelo generado en regresión no lineal. Para la especie *P. cooperi*, el r^2 incrementó en 12% en contraste con el r^2 promedio del resto de los modelos. El S_e se redujo en promedio hasta un 83% en contraste con el S_e promedio del resto de los modelos. Para las dos especies, el r^2 se incrementó en el modelo desarrollado en SUR en un 6% y el S_e se redujo hasta un 84%. Como ha sido observado por otros investigadores (e.g., Cunia y Briggs, 1984; Cunia y Briggs, 1985; Parresol, 1999) los procedimientos SUR para estimar parámetros consistentemente incrementaron la precisión en las estimaciones de la biomasa total por los valores promedio mayores de r^2 (0.91) y los valores promedio menores en S_e (± 4.5 kg). En contraste los modelos aditivos con una sola variable independiente mostraron las menores bondades de ajuste, con valores de r^2 de 0.67 y de S_e de ± 7.9 kg). Los modelos aditivos no lineales mostraron las menores bondades de ajuste con valores promedio entre especies y grupo de especies de r^2 de 0.46 y de S_e de ± 10.8 kg.

El procedimiento SUR de estimación de parámetros incrementa la eficiencia, considerando el aumento en el r^2 y la reducción en el S_e en un 15% en contraste con los otros procedimientos empleados. En particular, el valor de r^2 incrementó en un 13% y los valores de S_e disminuyeron en un 17%, respectivamente cuando se

Cuadro 2. Estimadores promedio de estadísticos de bondad de ajuste para seis ecuaciones aditivas para dos especies de pino de Durango, México

Especie	Estadísticos Promedio de Bondad de Ajuste											
	No lineal		Lineal Simple		Logarítmico		Múltiple Lineal		Múltiple Logarítmico		SUR	
	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx	R ²	Sx
<i>P. durangensis</i>	38	15085	87	5660	86	6190	89	5760	89	6130	89	5330
<i>P. cooperi</i>	10	12361	90	4370	88	4640	94	3776	93	3890	94	3550
Dos Especies	89	4990	89	4970	87	5400	91	4710	70	8220	91	4560

compararon con los valores promedio estimados con los otros procedimientos. El procedimiento MLSP resultó ser comparable en el coeficiente de determinación con el modelo SUR para cada una de las especies y para el grupo de especies. Sin embargo, el error estándar creció en promedio en 6% en contraste con los estadísticos promedio derivados del procedimiento SUR.

El modelo para estimar la biomasa total en forma aditiva incrementa la eficiencia cuando se deriva una ecuación para las dos especies para todos los modelos. El r^2 creció en promedio en un 7% y este fue más notorio para *P. durangensis*. Para *P. cooperi*, el r^2 se redujo para todos los modelos, con la excepción de aquel derivado en regresión no lineal, en promedio en 8%. Sumando los dos errores estándares de cada especie y contrastando este valor con aquel estimado para las dos especies en conjunto, este valor se redujo en un 50%, como promedio. El modelo generado con el procedimiento ONLS mostró la mayor reducción en el S_e cuando se deriva para las dos especies hasta un 80%. El resto de los modelos mostró reducciones en el S_e hasta en un 50%. Es decir, el S_e derivado de un solo modelo se aproxima al promedio de los dos S_e derivado de cada especie individualmente. En actividades de inventario de biomasa con varias especies de pináceas, es de utilidad entonces generar un solo modelo porque ahorra tiempo y reduce notoriamente el error.

La biomasa total observada y estimada para cada especie y para el grupo de especies, derivada de los modelos aditivos se presenta en el Cuadro 3. Los valores de biomasa total para cada una de las especies y para el grupo de especies fueron similares para los modelos derivados de procedimientos RL, MLSP y SUR. El modelo ONLS subestimó la biomasa total para cada una de las dos especies en promedio en 3.4%, mientras que para el grupo de especies se sobrestimó en 0.8%.

El modelo desarrollado con los procedimientos transformados, LTP y MNSP, sobrestimaron la biomasa para cada una de las especies en promedio en 6.6 y 3.7%,

respectivamente. Para el grupo de las dos especies, estos procedimientos sobrestimaron aun más la biomasa total en 7.1 y 25.7%, respectivamente. Reed y Green (1985) estimaron los componentes de biomasa con un error menor al 5% cuando se usaron tres procedimientos de estimación de componentes de biomasa para árboles de la especie *Q. robur*.

Entre los modelos aditivos, el procedimiento SUR consistentemente mostró valores de biomasa total similares a los observados, con desviaciones promedio de 0.0%. En contraste, los modelos aditivos de los procedimientos LTP, ONL y MNSP sesgaron las estimaciones de la biomasa total. La pérdida de eficiencia en la estimación de la biomasa total con modelos transformados puede ser consecuencia de la consideración de datos extremos en biomasa y sesgando sus estimaciones en la mayoría de los adtos con biomasa pequeña.

Los estadísticos de los modelos aditivos, además de modelos para estimar biomasa total directamente sin considerar sus componentes foliar, ramal y fustal, para el grupo de especies se presenta en el Cuadro 4.

El modelo múltiple lineal que estima la biomasa total, sin considerar los componentes de biomasa, presentó los mejores estadísticos de ajuste, en contraste con el resto de los modelos. Este tipo de modelos no identifica los componentes de biomasa y por consiguiente presenta debilidades. De los modelos aditivos, el procedimiento SUR resultó con los mejores estadísticos de bondad de ajuste y casi comparable con el modelo múltiple lineal no aditivo discutido anteriormente. La pérdida de eficiencia en los modelos aditivos, en contraste con los modelos directos de biomasa total, ha sido reportada también para sauces de Mississippi (Parresol, 1999) y para robles de Michigan (Reed y Green, 1985) y es una consecuencia del número creciente de parámetros considerados dentro de las ecuaciones.

Cuadro 3. La biomasa total medida y estimada por los cinco modelos aditivos en especies típicas de coníferas de la Sierra Madre Occidental de Durnago, México

Especies	Biomasa Total (kg arbusto ⁻¹)						
	Observada	Nolineal	Lineal	Logaritmico	Multiple Lineal	Multiple Log	SUR
<i>P. durangensis</i>	478.0	499.0	478.0	447.0	478.0	463.0	478.0
<i>P. cooperi</i>	323.0	331.0	323.0	301.0	323.0	309.0	323.0
Dos Especies	800.6	794.5	800.6	743.9	800.6	594.9	800.6

Cuadro 4. Estimadores estadísticos de ajuste y de la biomasa total (kg de todos los arbustos de las dos especies) por cada procedimiento de estimación de parámetros en dos especies de pino de Durango, México

Modelo	Ecuación	Biomasa	Estadístico		
			R ²	Se	CV
Observado		800.6			
M1	$B_{total}=1.2244+0.01298d^2h$	800.6	89	4.9	27
M2	$LnB_{total}=-3.0279+0.8252ln d^2h$	756.2	86	5.3	29
M3	$B_{total}=-1.7315+1.2097Cob+0.01073d^2h$	800.6	91	4.3	24
M4	$LnB_{total}=-3.843+1.376ln d+0.4315ln d^2h$	768.1	88	4.9	27
MLSP	$B_{total}=-0.29+0.0093d^2h-1.36+0.71Cob+0.0015d^2h-0.9+0.338d-0.38h+0.21Cob$	800.5	91	4.7	26
MNSP	$LnB_{total}=-4.197+0.351ln h+0.834ln d^2h-4.989+5.323ln d-1.176ln d^2h$	594.8	70	8.2	45
LR	$B_{total}=-0.29+0.0093d^2h+0.378+0.0028d^2h+1.13+0.00085d^2h$	800.5	89	4.9	27
LTP	$LnB_{total}=-4.62+0.98ln d^2h-4.12+0.76ln d^2h-1.83+0.34ln d^2h$	743.9	87	5.4	30
ONLS	$B_{total}=0.008(d^2h)^{1.01}+0.006(d^2h)^{0.89}+0.12(d^2h)^{0.42}$	794.5	89	4.9	27
SUR	$B_{total}=-0.2425+0.01145d^2h-0.2426h+1.1147Cob$	800.6	91	4.5	25

Nota: Los modelos aditivos no se han reducido para observar la ecuación que define cada uno de los componentes de biomasa.

Cuadro 5. Resultados de la validación de los modelos generados con técnicas aditivas y no aditivas para estimar biomasa total en especies de pino plantadas en Durango, México

Especie	Biomasa Observada	Biomasa Total Estimada (kg árbol ⁻¹)									
		M1	M2	M3	M4	MA1	MA2	MA3	MA4	MA5	MA6
<i>P. arizonica</i>	5.63	9.3	9.8	6.4	9.5	7.1	7.0	9.3	9.2	9.4	7.0
<i>P. arizonica</i>	15.02	16.2	16.3	14.7	16.6	15.3	12.2	16.2	15.6	16.4	15.2
<i>P. arizonica</i>	9.21	8.6	9.1	8.2	8.1	8.0	6.3	8.6	8.6	8.7	8.5
<i>P. arizonica</i>	6.16	6.4	6.8	3.9	5.5	3.6	4.6	6.4	6.4	6.4	4.2
<i>P. cooperi</i> B	25.52	14.9	15.1	17.7	20.0	19.1	13.4	14.9	14.4	15.1	18.4
<i>P. engelmannii</i>	17.42	16.5	16.6	23.2	23.1	24.1	15.6	16.5	15.9	16.7	23.7
<i>P. engelmannii</i>	13.67	8.8	9.3	12.8	12.3	13.6	8.8	8.8	8.7	8.9	13.4
<i>P. engelmannii</i>	2.51	1.9	1.2	1.3	1.2	1.0	1.0	1.9	1.4	1.3	2.2
<i>P. engelmannii</i>	14.33	14.3	14.5	21.3	16.9	20.9	11.4	14.3	13.8	14.4	21.5
<i>P. engelmannii</i>	4.27	5.8	6.1	5.1	6.1	5.5	4.4	5.8	5.8	5.8	5.7
Estadísticos de Ajuste	R ²	0.6	0.6	0.6	0.8	0.7	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6
	Se	4.4	4.3	4.6	3.7	11.9	7.1	6.2	6.4	6.1	5.0

Los resultados del ajuste de las pruebas de validación de los modelos para estimar biomasa total, con las ecuaciones del Cuadro 4, se presentan en el Cuadro 5.

Los valores de r² se redujeron en contraste con los valores de r² estimados para las ecuaciones de ajuste de los modelos. Sin embargo, el error estándar continuó siendo similar a aquel de las ecuaciones de ajuste de parámetros. De los modelos aditivos, el procedimiento

SUR de estimación de parámetros continuó siendo el de mejor ajuste. Mientras que los modelos generales, sin componentes de biomasa mejoraron sus predicciones en comparación con sus ajustes iniciales. Estas pruebas de validación son el resultado de ajustar las ecuaciones a árboles de mediana talla en biomasa, ya que su promedio oscila en los 11 kg árbol⁻¹, cuando el promedio de biomasa total para *P. durangensis* oscila en los 19 kg árbol⁻¹ y para *P. cooperi* en los 17 kg árbol⁻¹.

Los modelos aditivos desarrollados en regresión similar sin relación, SUR, en general se ajustaron mejor a la biomasa total para cada especie probada y para el grupo de especies. Estas ecuaciones pierden poca eficiencia cuando contrastadas con las ecuaciones generales de estimación de biomasa total, la cual ha sido discutida por Parresol (1999) y Reed y Green (1985). Sin embargo, los procedimientos aditivos tienen la ventaja de que su ecuación general resulta en la suma de los componentes de biomasa. Para grupos de especies, Brown *et al.*, (1989) usaron modelos lineales múltiples pero no desarrollaron los modelos aditivos ni discutieron su aplicabilidad cuando se estima la biomasa total. Los modelos desarrollados con procedimientos SUR resuelven los problemas de multicolinealidad que presentan los componentes de biomasa y este puede ser un problema importante en la precisión de estimar la biomasa y sus componentes (Cunia y Briggs, 1984; Parresol, 1999).

La utilización de estas ecuaciones en la estimación de los componentes de biomasa y biomasa total se debe de tomar con precaución cuando se realicen inventarios de biomasa en plantaciones forestales de Durango, México. Su aplicabilidad es más eficiente en el rango de parámetros dasométricos observados en este reporte. Cuando aplicadas estas ecuaciones a árboles de mayor talla, las estimaciones de biomasa total podrían resultar sesgadas. Otra fuente de variación adicional incluye el error asociado con la selección aleatoria del rodal (Parresol, 1999). El esquema de muestreo y la variación inherente a la selección de la unidad muestral son las consideraciones más importantes en el error. Los gradientes en altitud sobre el nivel del mar, aunados con otras variables asociadas con la pendiente originan unidades muestrales diferentes en estructura y diversidad y el error total en la estimación la biomasa total puede incrementar considerablemente. Brown *et al.* (1989) incluyeron otras variables tales como la densidad de la madera y la zona de vida de Holdridge para reducir la variación asociada con la selección de la muestra. La inclusión de estas variables en las ecuaciones de biomasa es materia de estudios adicionales en este ecosistema.

Conclusiones

En este trabajo se desarrollaron ecuaciones para estimar los componentes de biomasa y biomasa total para especies típicas de bosques plantados con especies de pino de la Sierra Madre Occidental. Se mostró que la aplicabilidad de las ecuaciones desarrolladas en modelos de regresión similar no relacionada proveen las estimaciones más eficientes y con menor sesgo. Estas ecuaciones se pueden utilizar preliminarmente en inventarios de biomasa aunque requieren de una mayor afinación para ser utilizadas a los niveles espaciales deseados.

Reconocimientos

El CONACyT y PAICYT, financiaron este proyecto de investigación a través de los proyectos 28536-B y CN 323 00, respectivamente.

Referencias

- Agee, J.K. 1983. Field weights of understory-grown conifers in southern Oregon. *Can. J. For. Res.* 13: 648-656.
- Brown, S. 1997. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. In *Actas del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Arbores.* Vol 1. Antalya Turkia 13-22 October of 1997.
- Brown, S., A. J. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci.* 35(4): 881-902.
- Baskerville, G.L. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Can. J. For. Res.* 2: 49-53.
- Burkhart, H.E. and P.T. Sprinz. 1984. Compatible cubic volume and basal area projection equations for thinned old-field loblolly pine plantations. *For. Sci.* 30: 86-93.
- Chiyenda, S.S. and A. Kozak. 1984. Additivity of component biomass regression equations when the underlying model is linear. *Can. J. For. Res.* 14: 441-446.
- Clough, B.F. and K. Scott. 1989. Allometric relationships for estimating aboveground biomass in six mangrove species. *Forest Ecology & Management* 27: 117-127.
- Clutter, J.L., J.C. Forston, L.V. Pienaar, G.H. Brister, and R.L. Bailey. 1983. *Timber management: A quantitative approach.* Wiley, New York. 333 p.

- Cunia, T. and R.D. Briggs. 1985. Forcing additivity for biomass tables: use of the generalized least square method. *Can. J. For. Res.* 15: 23-28.
- Deans, J.D., J. Moran, and J. Grace. 1996. Biomass relationships for tree species in regenerating semi-deciduous tropical moist forest in Cameroon. *For. Ecol. & Manag.* 88: 215-225.
- Green, E.J. and D.D. Reed. 1985. Compatible tree volume and taper equations for pitch pine. *North. J. Appl. For.* 2: 14-16.
- Hooda, M.S., R. Bahadur, and K.S. Bangarwa. 1993. Growth and biomass yield of six multipurpose trees of arid and semiarid India. *Nitrogen Fixing Trees Research Report* 11: 8-9.
- Mákelá: A. 1997. A carbon balance model of growth and self-pruning in tree based on structural relationships. *For. Sci.* 43: 7-24.
- Marklund, L. 1983. Collecting data for biomass equation development: some methodological aspects. *Mesures des biomasses et des accroissements forestiers. Les Colloques de l'INRA Orleáns, France* 19: 37-43.
- Monserud, R., A. Onuchin, and N. Tchebakova. 1996. Needle, crown, stem, and root phytomass of *Pinus silvestris* stands in Russia. *Forest Ecology and Management* 82: 59-67.
- Mohren, F. 1994. CO₂ Fix Model. Institute of Forestry and Nature Research. Wageningen, Netherlands.
- Návar, J., A. Nájera, P.A. Domínguez, and E. Jurado. 2001. Biomass estimation equations in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. In Press in *Journal of Arid Environments*.
- Parresol, B. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *For. Sci.* 45: 573-593.
- Pastor, J. and J.G. Bockheim. 1981. Biomass and production of an aspen mixed hardwood-spodosol ecosystem in northern Wisconsin. *Can. J. For. Res.* 11: 132-138.
- Prado, J., P. Infante, M. Arriaga y S. Aguirre. 1987. Funciones de biomasa para seis especies arbustivas de la zona árida de Chile. *Ciencia e Investigación Forestal* 1(2): 11-20.
- Prado, J.A. y C. Alarcón. 1990. Funciones de biomasa de *Eucalyptus globulus* en la región costera central. *Ciencia e Investigación Forestal* 5(1): 59-70.
- Reed, D. and E.J. Green. 1985. A method of forcing additivity of biomass tables when using nonlinear models. *Can. J. For. Res.* 15: 1184-1187.
- Schroeder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forest of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43 (3) 424-434.
- Ter-Mikaelian, M.T. and M.D. Korzukhin. 1997. Biomass equations for sixty five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97: 1-24.

Ecuaciones para Estimar el Rendimiento e Incremento en Biomasa Total en Plantaciones Forestales de Durango, México.

José Nívar¹; Nicolás González² y José Graciano³

Resumen

En este reporte de investigación se presentan tres modelos para estimar el crecimiento de la biomasa total de plantaciones forestales de Durango, México. Se ajustaron modelos al nivel del rodal (2) y al nivel de árboles individuales (1) a 18 parcelas y se validaron con cinco parcelas plantadas con *P. durangensis*, *P. cooperi* O, *P. cooperi* B., *P. engelmannii* y *P. arizonica*. El modelo al nivel de los árboles individuales predijo mejor el crecimiento en biomasa total y por esta razón se recomienda su utilización preliminar en la estimación de la biomasa total y sus atributos secundarios de plantaciones forestales de Durango, México.

Palabras clave: Sierra Madre Occidental, Modelos al nivel del Rodal y Arboles Individuales independientes de la distancia, Weibull.

Abstract

*In this research, we present three models to estimate biomass growth in forest plantations of Durango, Mexico. We fitted models at the stand (2) and at the individual tree (1) scales to 18 stands and validated with five stands planted with *P. durangensis*, *P. cooperi* O, *P. cooperi* B., *P. engelmannii* y *P. arizonica*. The individual tree model predicted better biomass growth and therefore it is recommended to be preliminarily used to estimate biomass growth and yield and secondary stand attributes of forest plantations in Durango, Mexico.*

Key Words: Sierra Madre Occidental mountain range, Biomass Growth & Yield Models at the Stand, and individual tree models, Weibull.

Introducción

En las últimas décadas se ha dado considerable atención a la estimación de biomasa de árboles individuales y rodales forestales. Se han desarrollado ecuaciones que relacionan la biomasa o sus componentes (raíces, hojas, ramas y fustes) con las características dasométricas de los árboles (Bakersville, 1965; Pastor and Bockheim, 1981; Agee, 1983). En la actualidad existen ecuaciones de biomasa desarrolladas o compiladas para bosques tropicales, templados (Schroeder *et al.*, 1997; Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997; Brown *et al.*, 1989) y

algunos tipos de vegetación semiarida (Nívar *et al.*, 2001). Sin embargo, los modelos de rendimiento e incremento en biomasa son escasos en la literatura científica.

Los estudios sobre el rendimiento e incremento en biomasa tienen como finalidad entender los ciclos de la energía y de los nutrientes. También se están usando para observar el efecto de la vegetación en el ciclo global del CO₂ (Brown, 1997). Algunos modelos de CO₂ (e.g., Makela, 1997; Mohren, 1994) incluyen la estimación del incremento y rendimiento en volumen como el atributo principal de la biomasa y algunos de sus componentes o parámetros relacionados para establecer los flujos de

¹Profesor, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, km 145 Carr Nacional, Linares, N.L., México. 67700 (Email: jnavar@ccr.dsi.uanl.mx).

²Profesor, Centro de Bachillerato Tecnológico Forestal No 4. Ciudad Industrial, Durango, Dgo. México. ³Consultor Forestal, Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal No 6. El Salto, P.N., Durango, México.

este gas entre la vegetación, el suelo y la atmósfera. Estos modelos adolecen precisión en la estimación de la biomasa porque la densidad específica de la madera no es constante en diámetro y altura por las diferencias estructurales de sus componentes principales albura y duramen. Tampoco la corteza y las hojas poseen densidades específicas similares. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue ajustar tecnologías matemáticas disponibles para estimar el incremento y rendimiento de la biomasa total en plantaciones forestales de la Sierra Madre Occidental de Durango, México.

Materiales y Métodos

El trabajo de campo para desarrollar los modelos de incremento y rendimiento en biomasa se realizó en el municipio de Pueblo Nuevo del Estado de Durango, México. Se estudiaron plantaciones forestales de cinco especies: *P. durangensis* M, *P. cooperi* O, *P. cooperi* B, *P. engelmannii* C, y *P. arizonica*. En total se midieron 23 parcelas plantadas en diferentes tiempos desde 1978 hasta 1994 en áreas incendiadas o plagadas, con coberturas espaciales de menos de 12 ha, densidades iniciales variables y en diferentes espaciamientos entre plántulas.

El área de estudio se ubica en el municipio de Pueblo Nuevo, al sudeste del estado de Durango, México, en el maciso principal de la Sierra Madre Occidental. El clima predominante del área es templado o semifrío subhúmedo, con lluvias veraniegas que ascienden a los 1200 mm anuales, con una temperatura promedio anual de 11.7°C. Los suelos son predominantemente cambisoles, litosoles y regosoles, con profundidades que no exceden los 30 cm. La vegetación nativa se caracteriza por ser bosques desde mixtos e irregulares de pino-encino hasta masas puras de pino en altitudes mayores a los 2500 msnm. Las características dasométricas de las parcelas estudiadas se reportan en el Cuadro 1.

Las especies plantadas se usan tradicionalmente como trocería, postes, pilotes, muebles, combustible, pulpa para papel y cuando son bajos fustales o altos latizales se utilizan como tutores o latas para cimbras.

Muestreo

En cada una de las 23 parcelas se aislaron sitios temporales de muestreo, predominantemente de 20x30 m, dentro de las cuales se midieron y cuantificaron todos los individuos presentes. Las medidas realizadas

Cuadro 1. Parámetros dasométricos promedio de plantaciones con coníferas en la Sierra Madre Occidental de Durango, México

Especies	DB (cm)	H (m)	RCopa (m)	Edad (años)	Densidad No ha ⁻¹	
					Inicial	Edadt
LE1: <i>P. durangensis</i>	12.24	8.15	1.0.3	21	6667	4667
LE2: <i>P. arizonica</i>	10.60	5.78	1.04	21	6667	4217
LE3: <i>P. cooperi</i>	15.52	7.34	1.18	21	6667	1900
LE4: <i>P. arizonica</i>	9.55	4.61	-	21	6667	5500
LE5: <i>P. cooperi</i>	15.69	9.77	-	21	6667	2450
LE6: <i>P. cooperi</i>	15.93	8.63	1.27	21	6667	2882
LE7: <i>P. durangensis</i>	14.77	7.23	1.24	21	6667	3138
LE8: <i>P. durangensis</i>	14.84	8.91	1.22	21	6667	3090
LE9: <i>P. cooperi</i>	10.19	4.81	0.97	21	6667	3100
SA1: <i>P. durangensis</i>	16.27	6.06	1.25	17	2500	1867
SA2: <i>P. durangensis</i>	20.31	7.20	0.90	17	1111	689
SA3: <i>P. durangensis</i>	17.56	6.41	1.45	17	1600	1444
SA4: <i>P. durangensis</i>	14.43	6.14	1.94	17	4444	2633
PI1: <i>P. cooperi</i> B	14.00	3.63	-	18	2500	1633
AL1: <i>P. durangensis</i>	15.68	7.30	1.09	16	5000	2233
AL2: <i>P. cooperi</i>	11.03	5.83	1.65	16	5000	1817
SP1: <i>P. engelmannii</i>	11.16	2.87	1.06	10	2500	1617
SP2: <i>P. cooperi</i>	8.69	2.66	1.21	10	2500	1867
SP3: <i>P. durangensis</i>	8.41	2.81	1.38	10	2500	2133
LB1: <i>P. engelmannii</i>	5.61	2.80	0.59	11	10000	3575
LB2: <i>P. cooperi</i>	10.55	5.84	1.11	11	10000	4950
LC1: <i>P. durangensis</i>	6.32	2.26	1.29	7	2500	1767
LC2: <i>P. cooperi</i>	4.97	1.74	1.10	7	2500	1950

DB= Diámetro basal (cm); rCopa= radio promedio de la copa (m)

incluyeron el diámetro a la base (DB), la altura total (H) y la cobertura dada por la medición de un radio o un diámetro de copa y ajustada a la superficie de un círculo (COB). Además se cortaron 56 árboles para realizar los estudios de análisis troncales y biomasa, los cuales consistieron en separar los componentes ramas, hojas y fustes. Estos árboles se midieron también en sus características dasométricas mencionadas y además se les tomó el diámetro a cada 0.5m del fuste hasta la parte distal. Se cortaron rodajas para los análisis troncales. Los árboles derribados se pesaron en fresco por componente de biomasa (hojas, ramas y fustes). Se colectaron muestras de los componentes de biomasa; se pesaron, se secaron en el laboratorio por 100°C por 24 horas y vueltas a pesar. El índice peso seco/peso fresco de la muestra sirvió como factor para estimar el peso seco por componente por árbol. Con estos datos se desarrollaron ecuaciones de biomasa desde tres perspectivas de aditividad. Los individuos se seleccionaron cubriendo el rango de características dasométricas y cortados dentro de un período no mayor a 2 meses para que la biomasa sobre todo foliar no mostrara variaciones temporales. Este procedimiento ha sido recomendado por Monserud *et al.* (1996) y Marklund (1983).

Procedimiento

Primero se ajustaron ecuaciones para estimar la biomasa de los árboles individuales cortados. Las ecuaciones comúnmente usadas tienen formas simples lineales, simples no lineales, lineales múltiples y no lineales múltiples (Clutter *et al.*, 1983). En este trabajo se ajustaron dos tipos de ecuaciones que reúnen los requisitos de aditividad descritos por Cunia y Briggs (1985); Reed y Green (1985) y Parresol (1999), donde la aditividad de los componentes se asegura por el uso de la misma variable independiente o se define como la función de la suma de cada una de las mejores regresiones individuales de cada componente en biomasa. La evaluación de las ecuaciones se realizó por medio de los estadísticos de bondad de ajuste: el coeficiente de determinación, r^2 , el error estándar, S_x , y el coeficiente de variación, CV. La ecuación seleccionada y reportada en Nívar *et al.* (2001) es la siguiente:

$$BT = -0.2912 + 0.009299Db^2h - 1.3604 + 0.71155Cob + 0.01512Db^2h - 0.905066 + 0.3385Db - 0.380066H + 0.2165Cob$$

$$r^2 = 0.91; \quad S_x = 4.71Kg; \quad CV = S_x(\%) = 26\%$$

Donde BT= biomasa total (kg), Db=diámetro basal (cm), H=altura total (m) y Cob=cobertura total (m²).

La ecuación [1] no se redujo porque cada parte estima los componentes hojas, ramas y fustes, respectivamente. Esta ecuación se utilizó para estimar la biomasa total de cada árbol de cada parcela para conocer este parámetro al nivel espacial (1 ha).

Con los datos de biomasa total por hectárea, los atributos dasométricos de los árboles medidos de cada parcela, sus promedios por parcela, además de la edad de la plantación, el área basal, el índice de sitio, se procedió a ajustar los siguientes tres modelos de rendimiento e incremento en biomasa. Estos modelos, por tener plantaciones de diferentes edades, suponen que el crecimiento futuro de una plantación seguirá el comportamiento de otra plantación de mayor edad, siempre y cuando su densidad e índice de sitio sean similares. El primer modelo sigue el procedimiento de Clutter (1963) y Clutter *et al.* (1983) y es descrito en Zepeda y Domínguez (1998) para la estimación del incremento y rendimiento en volumen, como sigue:

$$\frac{\partial AB}{\partial E} = -AB \frac{[\ln(AB)]}{E} + c_1 \left(\frac{AB}{E} \right)$$

$$\ln(AB_2) = \left(\frac{E_1}{E_2} \right) * \ln(AB_1) + c_1 \left(1 - \frac{E_1}{E_2} \right)$$

$$\ln(BT) = B_0 + B_1 IS + \frac{B_2}{E} + B_3 \ln(AB)$$

$$Ho = \frac{E^2}{B_0 + B_1 E + B_2 E^2}$$

$$\frac{\partial BT}{\partial E} = BT \left[\frac{-B_2}{E^2} \right] + B_3 \left(\frac{\partial AB}{\partial E} \right)$$

$$\ln(BT_2) = B_0 + B_1 IS + \frac{B_2}{E_2} + B_3 \left(\frac{E_1}{E_2} \right) * \ln(AB) + B_4 \left(1 - \frac{E_1}{E_2} \right)$$

Donde E=edad (años), AB= área basal (m²), BT= biomasa total (Mg ha⁻¹), IS= índice de sitio, c, B₀, B₁, B₂, B₃, son parámetros estadísticos.

El segundo modelo de rendimiento e incremento en biomasa total se basa en el ajuste y predicción de parámetros de la distribución Weibull al nivel del rodal,

ponderado por el índice de sitio y su teoría se describe a continuación.

$$\begin{aligned}
 BT &= f(Db, H, Cob) * N * IS \\
 N_2 &= N_1 \left[\frac{E_2}{E_1} \right]^{B_0} \text{Exp}[(B_1 - B_2, S)(E_2 - E_1)] \\
 N_{2CDI} &= f(X) = \frac{\alpha}{\beta} \left[\frac{x - \varepsilon}{\beta} \right]^{\alpha-1} \text{Exp} - \left[\frac{x - \varepsilon}{\beta} \right]^{\alpha} CD \\
 \alpha &= f(Db, Dq, AB, H, Ho) \\
 \beta &= f(Db, Dq, AB, H, Ho) \\
 \varepsilon &= f(Db, Dq, AB, H, Ho) \quad [3]
 \end{aligned}$$

Donde: Dq= diámetro cuadrático promedio (cm), Ho= altura dominante (m), a,b,e= parámetros de forma, escala y posición de la distribución Weibull.

El modelos para árboles individuales basó su teoría en la ecuación [4]:

$$\begin{aligned}
 BT &= I(DE, H, CoE) * I * , 6 \\
 DE_{ei} &= I(E) = DE_1 * B_0 (1 - ExS(B_1 E))^{B_2} \\
 H_{ei} &= I(E) = DE_1 * B_0 (1 - ExS(B_1 E))^{B_2} \quad [4]
 \end{aligned}$$

Donde: Db_{ei} y H_{ei}= Diámetro a la base (cm) y Altura total (m) a la edad i de la masa; B₀, B₁ y B₂= parámetros estadísticos

Resultados y Discusión

Modelo 1 al nivel del Rodal

El índice de sitio. En la Figura 1 se muestra el índice de sitio estimado para las 23 parcelas de observación para las cinco especies plantadas en la Sierra Madre Occidental de Durango, México. La ecuación de Chapman Richards se ajustó mejor a la tendencia mostrada entre la altura dominante y la edad de las plantaciones, en contraste con el resto de los modelos probados de Weibull, Levakovick, Sloboda y Logístico. La ecuación muestra una constante k=11.9 m y es el resultado de la corta base de datos en edad y altura. El índice de sitio se tomó a la edad base de 15 años.

Las plantaciones de Los Bancos y La Ciudad mostraron los mayores crecimientos en altura a las edades observadas y esto es el resultado de encontrarse en los mejores sitios las especies adecuadas. *P. cooperi* y *P.*

durangensis dominan las partes altas de la Sierra Madre Occidental de esta parte de Durango y se localizan en mesetas, con suelos profundos, ricos en materia orgánica, bien drenados y en altitudes sobre el nivel del mar mayores a los 2600 msnm. No es sorprendente observar como *P. engelmannii* que se encuentra fuera de su rango de distribución, se localiza primordialmente por debajo de los 2400 msnm (Graciano, 2001) ha mostrado crecimientos bajos en altura comparados con las especies nativas localmente.

Los sitios de Piloncillos y San Pablo muestran las calidades más bajas en crecimiento en altura por localizarse en sitios pobres, con suelos poco profundos, rocosos, localizados en bajíos, con poco drenaje.

Los estadísticos de ajuste del modelo 1 mostraron que el área basal se puede predecir con la menor precisión ($r^2=0.35$, $S_x=10.7\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$; $S_x(\%)=63\%$) con parámetro $c=3.1797$. Este parámetro de incremento en biomasa es un tanto bajo en contraste con aquel reportado para rendimiento e incremento en volumen para las plantaciones esteafricanas (Alder, 1979) y de bosques nativos del norte de México (Zepeda y Domínguez, 1998). En contraste, el modelo para predecir la biomasa total tuvo una mejor eficiencia ($r^2=0.95$, $S_x=9.1\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $S_x(\%)=19\%$). En la Figura 2 se muestra el crecimiento en biomasa total, de donde se desprende la cobertura tan amplia en crecimiento en biomasa por los índices de sitio. En este caso se detectó que las parcelas con *P. durangensis* y *P. cooperi* prefirieron suelos bien drenados, con exposiciones zenitales o las derivadas del norte. Las plantaciones de *P. arizonica* y una plantación de *P. cooperi* mostraron rendimientos muy bajos en biomasa, porque la primera especie pertenece a un rango de distribución un poco mas al norte del estado. Otras plantaciones con especies como *P. engelmannii* estan desarrollándose regularmente a pesar de encontrarse fuera de la zona de distribución.

Los estadísticos de bondad de ajuste del modelo al rendimiento en biomasa total reportaron los siguientes valores $r^2=0.58$, $S_x=24.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $CV=50\%$. Para las parcelas de validación del modelo estas estadísticas cambiaron a $r^2=0.20$, $S_x=15.3 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $CV=35\%$.

Modelo 1 al nivel del Rodal 2

La distribución Weibull ajustada a las estructuras diamétricas de varias parcelas se muestran en la Figura 3. Es notorio observar que a medida que la edad de la plantación se incrementa, la distribución se desplaza hacia la derecha. Es decir, la distribución Weibull ajustada crece notoriamente en el parámetro de escala y posición, tratando de desplazarse en su diámetro mínimo e

Cuadro 2. Ecuaciones para predecir parámetros de la distribución probabilística Weibull ajustada a los diámetros de 18 rodales plantados con 4 especies de pinos en Durango, México

Ecuación	Estadísticos de Ajuste		
	R2	Sx	Sx(%)
$\beta = e^{(0.1567 + .946 \cdot \ln(D) + 0.033375 \cdot \ln(Ho))}$	0.99	0.22	1.6
$\alpha = e^{(-0.198 + 21.0157 \cdot \ln(\beta) - 20.89 \ln(Dq) - .1364 \ln(H))}$	0.92	1.59	48.7
$\varepsilon = e^{(0.911 - 44.66 \ln(\beta) + 31.485 \ln(D) + 14.03 \ln(dq) + 0.3511 \ln(Da))}$	0.97	2.57	49.6

de determinación, mientras que los otros dos parámetros adolecen de una falta de mayor precisión por sus altos errores porcentuales. Esto también ha sido observado por Nívar et al. (1996) y Nívar y Corral (2000) en bosques nativos de pinos y encinos de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Con este modelo se acepta el ajuste de la distribución Weibull en 11 de 18 casos, con un error de 0.05, con la prueba de χ^2 . Para los rodales de validación de los modelos, esta distribución se ajusta adecuadamente a 4 de 5 casos, con la misma prueba de hipótesis, con el mismo error probabilístico. Estos resultados definieron la bondad de la primera parte del modelo.

La predicción de D, H, Ho y Da mostraron buenas estadísticas de ajuste, con coeficientes de determinación por arriba del 0.70 y errores estándares porcentuales menores que 50%. Sin embargo, los modelos tendieron a alcanzar constantes rápidamente con la edad $t=20$ años.

El modelo de la densidad también mostró buena bondad de ajuste, aunque también mostró un error porcentual grande (Figura 4). Debido a este artefacto estadístico y a que la densidad inicial fue muy variable, el modelo 3 se corrió con una densidad inicial promedio de 5000 árbolillos.

El modelo al nivel del rodal 2 o de la distribución Weibull tiende a estimar adecuadamente la biomasa total hasta 15 años y posteriormente alcanza un estadio constante no característico de las curvas de rendimiento e incremento (Figura 2). Este artificio matemático se debe a la estimación de los parámetros de altura y diámetro en función de la edad de la plantación y a un artificio matemático de eliminar probabilidades bajas que no alcancen a definir un individuo. Con la aplicación de los modelos sigmoidales y la fuente de datos en edad sin sobrepasar los 20 años, la altura y edad alcanzan estadios constantes en tiempos menores a 20 años. Como consecuencia, los parámetros de la distribución Weibull, donde en plantaciones mayores que 17 años, ya no se desplazan significativamente, sin desplazar tampoco las distribuciones diamétricas. Se recomienda estimar los

parámetros D, H y Ho en función de la edad con datos de mayor edad en tiempo o con datos colectados en la región para las especies estudiadas en rodales naturales.

Los estadísticos de bondad de ajuste del modelo al rendimiento en biomasa total fueron mejores que aquellos reportados para el modelo 1, con $r^2=0.79$, $S_x=16.7$ Mg ha⁻¹ y CV=35%. Para las parcelas de validación del modelo estas estadísticas también mejoraron con valores de $r^2=0.22$, $S_x=14.0$ Mg ha⁻¹ y CV=32%.

Modelo al nivel de los Árboles Individuales

Los modelos de crecimiento en diámetro y altura para los árboles individuales fueron ponderados por el diámetro a la edad actual de cada árbol para mejorar las proyecciones de cada árbol en función de la edad. Para esto se ajustaron tres tipos de modelos sigmoidales de Capman-Richards, Weibull y Logístico. El primer modelo mostró los mejores ajustes y fue considerado en las predicciones del diámetro y la altura en función de la edad. La cobertura fue predicha en función de estos parámetros y con estos parámetros se predijo la biomasa total en función del modelo 1.

El modelo al nivel de los árboles individuales por el contrario crece a una tasa similar a aquella mostrada por el modelo 2. El modelo 4 predice adecuadamente la biomasa de las parcelas en todo el rango de observaciones, con la excepción de la parcela denominada Los Bancos, donde se plantó la especie *P. cooperi*. El crecimiento futuro no es tan pronunciado como aquella tendencia mostrada por el modelo 1 y tampoco alcanza una constante tan rápido como el modelo 2. Estas observaciones se pueden apreciar en la Figura 2, grafica 4.

Los estadísticos de bondad de ajuste del modelo 3 fueron mejores que aquellos reportados para los modelos 1 y 2, con valores de $r^2=0.75$, $S_x=18.1$ Mg ha⁻¹ y CV=37%. Para las parcelas de validación del modelo estas estadísticas también mejoraron con valores de $r^2=0.49$, $S_x=9.7$ Mg ha⁻¹ y CV=22%. Los estadísticos de ajuste y validación de los tres modelos indicaron que la técnica

de predicción al nivel del árbol individual provee los mejores estimadores del rendimiento e incremento de la biomasa total en las plantaciones probadas. Por esta razón se recomienda su utilización preliminar en la estimación de biomasa al nivel del rodal en las plantaciones forestales del Estado de Durango, México.

en plantaciones forestales del estado de Durango, México. El modelo al nivel de los árboles individuales predice mejor el crecimiento en biomasa total y se recomienda su utilización preliminar para la estimación de la biomasa total y sus parámetros secuenciales.

Conclusiones

En este trabajo se ajustaron y validaron tres modelos de rendimiento e incremento de biomasa total

Reconocimientos

El CONACyT y PAICyT, financiaron este proyecto de investigación a través de los proyectos 28536-B y CN 323 00, respectivamente.

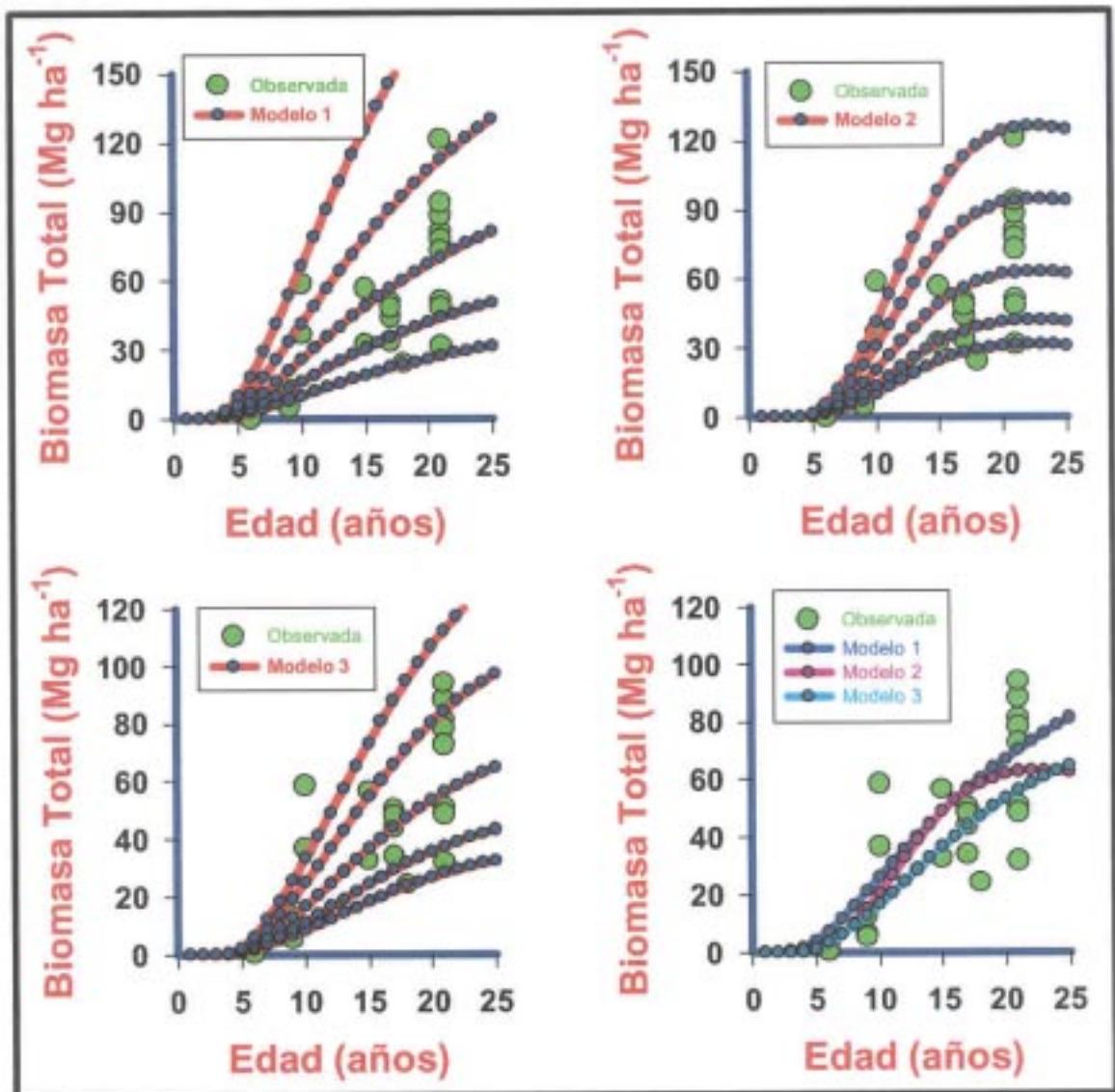


Figura 2. Los modelos de incremento y rendimiento en biomasa total, ponderados por el índice de sitio para plantaciones forestales con cinco especies en Durango, México

Referencias

- Alder, D. 1979. A distance-independent tree model for exotic conifer plantations in east Africa. *For. Sci.* 25: 59-71
- Agee, J.K. 1983. Field weights of understory-grown conifers in southern Oregon. *Can. J. For. Res.* 13: 648-656.
- Brown, S. 1997. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. In *Actas del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Arbores.* Vol 1. Antalya Turkia 13-22 October of 1997.
- Brown, S., A. J. Gillespie and A. E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci.* 35(4): 881-902.
- Baskerville, G.L. 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Can. J. For. Res.* 2: 49-53.
- Clutter, J.L. 1963. Compatible growth and yield models for loblolly pine. *For. Sci.* 9: 354-371.
- Clutter, J.L., J.C. Forston, L.V. Pienaar, G.H. Brister, and R.L. Bailey. 1983. *Timber management: A quantitative approach.* Wiley, New York. 333 p.
- Cunia, T. and R.D. Briggs. 1985. Forcing additivity for biomass tables: use of the generalized least square method. *Can. J. For. Res.* 15: 23-28.
- Mákelá: A. 1997. A carbon balance model of growth and self-pruning in tree based on structural relationships. *For. Sci.* 43: 7-24.
- Marklund, L. 1983. Collecting data for biomass equation development: some methodological aspects. *Mesures des biomasses et des accroissements forestiers. Les Colloques de l'INRA Orleáns, France* 19: 37-43.
- Monserud, R., A. Onuchin, and N. Tchebakova. 1996. Needle, crown, stem, and root phytomass of *Pinus silvestris* stands in Russia. *Forest Ecology and Management* 82: 59-67.
- Mohren, F. 1994. CO₂ Fix Model. Institute of Forestry and Nature Research. Wageningen, Netherlands.
- Návar, J., Jiménez, J., Domínguez, P.A., Aguirre, O., Galván M y Páez A. 1996. Predicción del crecimiento de masas forestales mixtas e irregulares en base a las distribuciones diamétricas en el sureste de Sinaloa, México. *Investigación Agraria: Sistemas Forestales* 5: 213-229.
- Návar, J. y Corral, S. 2000. Modelling the Weibull distribution parameters of uneven-aged Pine and oak diameter structures of Durango, Mexico. *International Conference on Forest Ecosystem Restoration.* 10-12 April 2000. Vienna, Austria.
- Návar, J., A. Nájera, P.A. Domínguez, and E. Jurado. 2001. Biomass estimation equations in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. In Press in *Journal of Arid Environments.*
- Parresol, B. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *For. Sci.* 45: 573-593.
- Pastor, J. and J.G. Bockheim. 1981. Biomass and production of an aspen mixed hardwood-spodosol ecosystem in northern Wisconsin. *Can. J. For. Res.* 11: 132-138.
- Reed, D. and E.J. Green. 1985. A method of forcing additivity of biomass tables when using nonlinear models. *Can. J. For. Res.* 15: 1184-1187.
- Schroeder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forest of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43 (3) 424-434.
- Ter-Mikaelian, M.T. and M.D. Korzukhin. 1997. Biomass equations for sixty five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97: 1-24.
- Zepeda Bautista, M.E. y Domínguez-Pereda, A. 1998. Niveles de incremento y rendimiento maderable de poblaciones naturales de *Pinus arizonica* Engl., de El Poleo, Chihuahua.

Existencias y Tasas de Incremento Neto de la Biomasa y del Carbono en Bosques Primarios y Secundarios de Colombia

Sergio Alonso Orrego¹ y Jorge Ignacio del Valle²

Resumen

En 33 parcelas permanentes de 1000 m² (0,1 ha) en bosques primarios y 77 parcelas permanentes de 500 m² (0,05 ha) en bosques secundarios, para un área de muestreo de 7,15 ha, se estimaron las existencias de biomasa y del carbono almacenado en los siguientes compartimientos: biomasa aérea, necromasa, biomasa subterránea y suelo. La biomasa aérea total viva en los bosques primarios promedió 233,494 t/ha, representada 91% por árboles y arbustos dicotiledóneos, 7,58% en palmas (3,8% la palma mil pesos), 1,16% bejucos y sólo 0,26% en hierbas. Los bosques secundarios tuvieron en este compartimiento una biomasa aérea viva 5 veces inferior a los primarios, 45,823 t/ha.

En cuanto a la necromasa total alcanzó 14,772 t/ha en los bosques primarios y 7,312 t/ha en los bosques secundarios. La biomasa radical en los bosques primarios fue 56,381 t/ha, correspondiendo a las raíces finas 31,2% y 68,8% a las gruesas. En los bosques secundarios la biomasa radical fue de 20,481 t/ha, representada en forma muy equitativa entre las raíces gruesas y las finas (47,7% y 52,3%, respectivamente). Para los primeros 30 cm de suelo se registraron 99,248 t/ha de carbono orgánico en los bosques primarios y una cifra similar para los secundarios (93,600 t/ha).

Una segunda medición de todas las parcelas permitió estimar la tasa anual de incremento neto de la biomasa aérea en 12,006 t ha⁻¹ a⁻¹ (5,373 t C ha⁻¹ a⁻¹) en los bosques primarios, y 6,190 t ha⁻¹ a⁻¹ (2,770 t C ha⁻¹ a⁻¹) en los bosques secundarios. Las tasas anuales de incremento neto de las raíces equivalen a 1,816 t ha⁻¹ a⁻¹ (0,813 t C ha⁻¹ a⁻¹) y 1,718 t ha⁻¹ a⁻¹ (0,769 t C ha⁻¹ a⁻¹) para los bosques primarios y secundarios, respectivamente. Con estos resultados e información secundaria es posible estimar la productividad primaria neta (PPN) de los bosques primarios en 21,177 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca, y en 13,860 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca para los bosques secundarios. En términos de los datos de Clark *et al.* (2001) los bosques estudiados se encuentran en el tercio inferior pantropical.

Abstract

Data from permanent plots were used for estimating above-ground biomass, below-ground biomass, necromass and soil carbon. Primary forests were sampled through 35 plots of 0.1 ha, while secondary forests were sampled through 77 plots of 0.05 ha. The above-ground biomass, including trees, lianas, palms and herbaceous vegetation, was about 233.5 ± 146.0 t ha⁻¹ (± standard deviation). For this same pool, secondary forests reached 45.8 ± 30.4 t ha⁻¹, an amount approximately five times lower than the value obtained for primary forests.

A necromass of 14.8 ± 8.5 t ha⁻¹ and 7.3 ± 5.9 t ha⁻¹ are reported for primary and secondary forests, respectively. The root biomass, which comprises both fine and coarse roots, was equivalent to 56.4 ± 52.9 t ha⁻¹ for primary forests. A below-ground biomass of 20.5 ± 8.9 t ha⁻¹ is associated with secondary forests. To determine soil carbon to 30 cm depth was analyzed. Values between 99 ± 16.3 and 93 ± 21.7 t ha⁻¹ were estimated for primary and secondary forests, respectively.

Net increments of 12.0 ± 4.4 and 6.2 ± 3.5 t ha⁻¹ yr⁻¹ for the above-ground biomass were assessed for primary and secondary forests, respectively. If additional information is added to these findings, a net primary productivity ranged between 13.9 and 21.2 t ha⁻¹ yr⁻¹ can be assumed for the forests studied. However, the productivity is likely to be low if reports for tropical forests are considered.

¹Profesor Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. E-mail: saorrego@perseus.unalmed.edu.co

¹A.A. 568 Medellín, Colombia, Sur América; tel.: 57-(4)-4309085; fax: 57-(4)-4309079

²Profesor Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. E-mail: jidvalle@perseus.unalmed.edu.co

Introducción

Los métodos existentes para el monitoreo del CO₂ en bosques (MacDicken 1997) se han desarrollado en los bosques de las regiones frías y templadas, muy diferentes de los tropicales por su bajísima diversidad biológica y su dinámica menos acelerada. Por ello se requiere no sólo adaptar, sino también desarrollar nuevos métodos para que los resultados sean ciertos y consistentes. Por ejemplo, los métodos para el estudio de la demografía de las raíces de los bosques tropicales, están en ciernes. La falta o incertidumbre de anillos de crecimiento en los árboles tropicales obliga a un prolongado monitoreo de su crecimiento así como el diseño y construcción de equipos de alta precisión para medirlos. Para algunas monocotiledóneas arbóreas (guaduas y palmas, por ejemplo) las cuales no tienen crecimiento secundario, no se han desarrollado métodos prácticos para monitorear sus tasas de crecimiento. En el trópico húmedo estas plantas son tan importantes que se deben desarrollar métodos e instrumentos para ello.

El establecimiento de parcelas permanentes constituye una de las actividades fundamentales en el monitoreo de proyectos forestales orientados hacia la materialización de estrategias para mitigar el calentamiento global. Como lo afirman Brown (1997) y MacDicken (1997) las parcelas permanentes tienen ventajas en el monitoreo de carbono, si se considera que suministran información confiable y pueden ser objeto de verificación externa. Pero el monitoreo a largo plazo de las parcelas permanentes, que permiten estimar las tasas de aumento de la biomasa aérea (y por lo tanto del C y del CO₂), así como el monitoreo de los demás compartimientos en donde se almacena el C en las comunidades vegetales (humus, hojarasca, detritos de madera gruesa y raíces) requiere varios años de observación.

Hoy se reconoce que los bosques secundarios y, en general, todas las comunidades serales (rastros bajos, rastros altos, bosques secundarios tempranos y tardíos), actúan como sumideros netos de carbono (Ortiz 1997, Brown 1997, Prebble 1998, Orrego *et al.* 1998); igualmente los bosques plantados (Brown & Lugo 1985) y, por tanto, aportan en la mitigación del cambio climático por cuanto tienen una acumulación neta de C. Quizá la investigación en torno de la medición de captura de carbono por parte de las coberturas vegetales, puede dar luces sobre la posibilidad de contar con opciones de mitigación de gases con efecto de invernadero, las cuales sean técnicamente posibles y económicamente costo-efectivas.

Métodos

Desde el mes de diciembre de 1999 se inició el trabajo de campo para el levantamiento de parcelas permanentes en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II, localizada al noreste del departamento de Antioquia, Colombia, en predios de las Empresas Públicas de Medellín (EPM) (Figura 1). Se establecieron 33 parcelas de 1000 m² (0,1 ha) en bosques primarios y 77 parcelas de 500 m² (0,05 ha) en bosques secundarios, para un área de muestreo de 7,15 ha. En los rastros bajos se cosecharon 10 parcelas de 25 m² cada una. El error de muestreo es del 12% si se considera un muestreo estratificado proporcional al área (Berrouet & Loaiza 2000a). Las parcelas permanentes y los sitios de cosecha de la cobertura correspondiente a rastrojo bajo se georreferenciaron con GPS.

En los bosques primarios las parcelas son de 50 m x 20 m, y en ellas se midió el diámetro normal D a 1,3 m sobre el suelo o arriba de las bambas, si las hubiera, de todas las plantas leñosas (árboles, arbustos, palmas y bejucos), con $D \geq 10$ cm. Por lo regular el instrumento para esta medición fue el calibrador forestal (forcípula), con exactitud de 0,5 mm. Se marcaron con cruces de pintura amarilla los dos puntos de apoyo de las dos quijadas del calibrador forestal.

En los bosques secundarios las parcelas son de 50 m x 20 m, y en ellas se midió el diámetro normal D a 1,3 m sobre el suelo o arriba de las bambas, si las hubiera, de todas las plantas leñosas (árboles, arbustos, palmas y bejucos), con $D \geq 10$ cm. Por lo regular el instrumento para esta medición fue el calibrador forestal (forcípula), con exactitud de 0,5 mm. Se marcaron con cruces de pintura amarilla los dos puntos de apoyo de las dos quijadas del calibrador forestal.

Como el seguimiento futuro no se hará con este instrumento sino con el microdendrómetro sueco (0,01mm de exactitud en incremento radial), se clavaron al tallo tres clavos galvanizados de 3 pulgadas, requeridos para soportar el instrumento, dejando poco menos de 4 cm de cada clavo al aire. Ello permite monitorear el incremento radial por varios años sin cambiar los clavos. Se realizó la primera medición con el microdendrómetro. En algunos árboles con $D < 16$ cm se midió con calibrador digital con quijadas ampliadas (exactitud de 0,01 mm); y se marcaron en el tallo los puntos de apoyo mediante cruces muy finas de pintura amarilla. A las plantas muertas en pie se les aplicó idéntico protocolo que a las vivas.

Por cuanto las palmas existentes en el área del proyecto no tienen crecimiento secundario (diamétrico),



FIGURA 1. Ubicación de la Central Hidroeléctrica Porce II.

este procedimiento no revelaría, al monitorear su diámetro en mediciones futuras, las tasas de cambio de la biomasa de las palmas. Por ello se siguió un procedimiento diferente. Se ascendió a las palmas hasta el punto de inserción de la vaina de la última hoja (la más baja) en el estipe, y se midió con cinta métrica la longitud del estipe hasta este punto. Luego se pintó con pintura amarilla tanto la última porción de la vaina de la hoja, cerca de su punto de inserción, como parte del estipe. Ello tiene por finalidad que al desprenderse esta hoja, quede una marca amarilla circular alrededor del estipe. Aquí vale la pena poner de presente que las palmas tienen un número constante de hojas durante su lapso vital y su crecimiento primario, en altura, es rítmico. Crecen en altura cuando se forma una nueva hoja pero, casi simultáneamente, la hoja más antigua se desprende dejando una cicatriz en el estipe. La distancia entre la base de esa cicatriz en el estipe, que quedará marcada con la pintura, y la base de la hoja que quedó de última, registra el crecimiento en altura del estipe durante el tiempo transcurrido entre la formación de estas dos hojas.

El monitoreo del crecimiento primario de las palmas, en consecuencia, se reduce a medir la distancia entre la mancha amarilla en el estipe y la base de la vaina de la última hoja, durante un lapso de tiempo conocido (el tiempo transcurrido entre dos mediciones de la parcela). Adicionalmente, se les midió a las palmas su diámetro en la base del estipe.

Los monitoreos de carbono en bosques han sido diseñados o asesorados por científicos de fuera del trópico, donde las palmas son inexistentes o muy escasas, lo cual ha llevado a que no se propongan mediciones especiales para ellas (Attiwill & Ovington 1968, Alemdag 1980, Sattoo & Madgwick 1982, Brown 1997, MacDicken

1997, Márquez & Roy 2000). Al monitorear el crecimiento diamétrico de las palmas, su tasa de cambio es cero, subvalorando las tasas de captura del carbono por los bosques tropicales, donde las palmas son un elemento florístico muy importante. A pesar de que algunos recomiendan ecuaciones específicas para las palmas (Márquez & Roy 2000), no es claro cómo monitorean el crecimiento en altura, pues es bien conocido que la mayoría de los instrumentos empleados para medir la altura de los árboles tienen baja exactitud, inaceptable para una medición tan fina (con frecuencia el estipe de las palmas adultas y seniles sólo aumenta unos pocos centímetros al año).

Además, en la tercera esquina de cada parcela, se levantó una subparcela de 0,01 ha (10 m x 10 m). En ella se midieron con calibrador digital los diámetros de todas las plantas leñosas con $1 \text{ cm} \leq D < 10 \text{ cm}$. Se marcaron con pintura amarilla los puntos de contacto del calibrador con el tallo. Las palmas tienen un tratamiento similar al mencionado en los párrafos anteriores.

Tanto los árboles de las parcelas como los de las subparcelas se numeraron con etiquetas gravadas de aluminio, las cuales se cuelgan de los clavos o con un collar holgado de alambre de cobre alrededor del tallo. También se pintó el número en el tronco de los árboles más grandes con pintura amarilla.

En los bosques secundarios se aplicó un protocolo similar, excepto que las parcelas fueron de 0,05 ha (25 m x 20 m) y la subparcela de 0,0025 ha (5 m x 5 m). En toda la parcela se midieron las plantas leñosas con $D \geq 5 \text{ cm}$. En la subparcela se midieron todas las plantas leñosas con $1 \text{ cm} \leq D < 5 \text{ cm}$.

En todas las parcelas se midieron las alturas del 30% de los árboles, excepto lianas, empleando

clinómetros Suunto y Haga. En las subparcelas se midieron las alturas de todas las plantas leñosas, excepto lianas, empleando varas extensibles y flexómetros. Los resultados de estas mediciones los reportan Berrouet & Loaiza (2000b).

En los ecosistemas forestales se pueden identificar diferentes compartimientos en los cuales se almacena el carbono. En términos generales se habla de la biomasa aérea, necromasa, biomasa subterránea, carbono en el suelo, productos derivados de la madera en el caso de aprovechamiento forestal y otros productos no maderables¹⁾. A continuación se detallan los métodos y procedimientos empleados para la estimación de la biomasa de cada uno de estos compartimientos.

Biomasa aérea

Biomasa de árboles, palmas, bejucos y arbustos con diámetro ≥ 1 cm

La estimación de la biomasa tanto en la primera como en la segunda medición se realizó con ecuaciones de biomasa estimadas mediante árboles pesados in situ dentro del área de la investigación, pero por fuera de las parcelas permanentes (Tabla 1). Zapata (2000, 2001) y Colorado (2001) detallan todos los procedimientos de campo y laboratorio, así como los métodos estadísticos y matemáticos para la correcta estimación de los parámetros de este tipo de ecuaciones. Aquí sólo se mencionan algunos aspectos particularmente relevantes. Por cuanto la extrapolación es un procedimiento estadísticamente inaceptable, se trata de evitarla al máximo. En los bosques secundarios casi la totalidad de los diámetros se encuentran por debajo de 30 cm. La ecuación de Colorado (2001) (Tabla 1, ecuación 2) tiene validez en $0,9 \text{ cm} \leq D \leq 40 \text{ cm}$. Para las raíces gruesas de estos bosques la ecuación de Sierra & Hernández (2000) tiene validez para $1 \text{ cm} \leq D \leq 31 \text{ cm}$. En las plantas leñosas de los bosques primarios la ecuación de Zapata (2001) (Tabla 1, ecuación 1) es válida para $0,5 \text{ cm} \leq D \leq 198 \text{ cm}$.

En ninguna de las parcelas existen árboles que superen el rango de validez estadística de las ecuaciones de biomasa aérea; sólo unos pocos superan el límite de la ecuación de raíces gruesas. Igual sucede para la palma mil pesos (Tabla 1, ecuación 6), cuyo rango es $0,5 \text{ m} \leq H \leq 25 \text{ m}$; para las demás palmas $1,0 \text{ m} \leq H \leq 15 \text{ m}$ y para los bejucos $1,0 \text{ cm} \leq D \leq 11 \text{ cm}$.

Para disminuir costos, muchas investigaciones emplean ecuaciones existentes en la literatura. Este

procedimiento conlleva un grave riesgo de error, por cuanto en las zonas bajas tropicales las ecuaciones predicen biomasa para árboles con diámetro superior a 40 cm que difieren en factores desde 2 hasta 6 veces (Brown 1997, Clark & Clark 2000).

Aunque se ensayaron modelos que involucraban tanto D como H (H es la altura de la planta), en sus variables independientes o explicativas para todos los tipos de plantas, excepto los bejucos por cuanto no se les midió su longitud, la inclusión de la altura no mejoró el ajuste. Igual sucedió con las palmas donde la inclusión del diámetro no mejoró el ajuste. Por esta razón estas variables no se incluyen en las ecuaciones de la Tabla 1.

Finalmente, las ecuaciones (1), (2), (3), (4), (6), (7) y (8) (Tabla 1) son transformaciones logarítmicas que buscan linearizar modelos que en su forma original son no lineales. En efecto, todos ellos son modelos alométricos simples. Desde la perspectiva eminentemente estadística, estos modelos se deben linearizar y, por tanto, emplear la regresión lineal. Está comprobado que en su forma no lineal son tremendamente heterocedásticos; vale decir, la varianza tiende a expandirse a medida que aumenta el valor de la variable explicativa. Esto viola un principio de la regresión minimocuadrática empleada por Colorado (2001), y en esta investigación (Tabla 1), así como de la regresión mediante la estimación de parámetros de máxima verosimilitud empleada por Zapata (2001). Este principio es el de la homogeneidad de la varianza. Mediante la transformación logarítmica se hacen homocedásticos (Sato & Madgwick 1982). No obstante, ésta mejora estadística conlleva un sesgo: se subestiman las verdaderas biomasa para cualquier valor de la variable explicativa (diámetro o altura en la Tabla 1).

Sato & Madgwick (1982) explican la razón de este sesgo, en el hecho de que la transformación logarítmica produce ecuaciones que estiman la media geométrica del peso de una planta de una talla determinada (diámetro o altura), y no la media aritmética, como sería el caso si se empleara la regresión no lineal. Como se sabe de la estadística elemental, la media geométrica es siempre menor o igual que la aritmética; la diferencia entre ambas es el sesgo.

Hasta cinco diferentes correcciones se han propuesto para este sesgo (Sato & Madgwick 1982). Zapata (2001) realiza un exhaustivo análisis sobre el asunto, que no obstante haberse estudiado al menos desde 1941 (Finney citado por Zapata 2001), es poco

1) Estos dos últimos compartimientos no son relevantes en el área de Porce, dada la gestión ambiental encaminada a desincentivar cualquier tipo de aprovechamiento forestal en la zona.

TABLA 1. Ecuaciones de biomasa anhidra (80 °C hasta peso constante) para la parte aérea y subterránea empleadas en los cálculos.

Biomasa por tipo de planta	Ecuación	FC	N	%R ²
1. Plantas del bosque primario ($D \geq 1$ cm)	$= -2,25739 + 2,46443 \ln (D)$	0,08464	141	98,14
2. Plantas del bosque secundario ($D \geq 1$ cm)	$= -2,23167 + 2,42225 \ln (D)$	0,08333	152	97,47
3. Biomasa de raíces gruesas bosque secundario	$= - 4,128 + 2,579 \ln (D)$	0,3424	40	87,70
4. Biomasa de raíces gruesas (ambas comunidades)	$= - 0,79200 + 1,17667 \ln (G)$	0,01958	77	98,23
5. Biomasa de raíces finas (ambas comunidades)	$= 6,9981 + 0,2879 (G)$		12	48,98
6. Biomasa aérea palma mil pesos (<i>Oenocarpus bataua</i>)	$= e^{1,98914} * H^{1,13281} + 139,48$	$E^{0,10586}$	83	82,95
7. Biomasa aérea otras palmas	$= 0,63227 + 1,29616 \ln (H)$		17	75,00
8. Biomasa de bejucos	$= -0,23656 + 1,88032 \ln (D)$	0,08166	9	97,25

Notas: Definiciones de símbolos empleados en las ecuaciones de arriba: la variable dependiente es $\ln (B)$, excepto en las ecuaciones (6) y (7) que es B . B = biomasa seca en kg, excepto en las ecuaciones (4) y (5) que se expresa en t/ha, D = diámetro normal (a 1,30 m de la base o arriba de las bambas si existen) en cm, H = altura del estipe en m, G = área basal m²/ha, FC = factor de corrección = $\frac{1}{2}$ (cuadrado medio del error), N = tamaño de la muestra, %R² = coeficiente de determinación por ciento. Ecuación (1): Zapata (2001); ecuación (2): Colorado (2001); ecuación (3), (4) y (5): Sierra & Hernández (2001); ecuación (6): esta investigación; ecuación (7): Galeano (1995); ecuación (8): esta investigación.

conocido. Por lo regular, cuando se realiza el ajuste por sesgo a las ecuaciones de biomasa, tanto los forestales (Bell et al. 1984) como los biólogos (Hughes et al. 1999) emplean la corrección más simple consistente en un medio del cuadrado medio del error (1/2). Al sumarle este valor al término independiente de la regresión lineal, se aumenta el intercepto, pero no se modifica la pendiente.

En las ecuaciones de la Tabla 1 no se hizo la corrección; sin embargo, se ha anotado el factor de corrección en la tercera columna de la Tabla 1, por si alguien deseara emplearlo. La principal razón para no usar las versiones corregidas de las ecuaciones estriba en el hecho, constante en todas las estimaciones de esta investigación, de que en los proyectos donde los bosques actúan como sumideros de carbono, las estimaciones conservadoras son preferibles y le dan más confianza

a un eventual inversionista. En efecto, el uso de las ecuaciones corregidas, aumentaría entre 8 y 10% la biomasa aérea de los bosques primarios y secundarios y hasta en 50% la biomasa de las raíces gruesas. En igual proporción, entonces, aumentará la captura de CO₂.

Biomasa de la vegetación no leñosa

El tamaño de las parcelas varía según el estudio. Por ejemplo, Newbould (1967) sugirió tamaños que van desde 100 cm² para musgos hasta 1 m² para pastos finos uniformes. En este proyecto se estimó la vegetación no leñosa del sotobosque y leñosa, menor de 1 cm de diámetro, mediante seis parcelas de 1 m² en cada una de las parcelas establecidas en bosques primarios y secundarios.

Biomasa de rastrojos altos y bajos

Los rastrojos tanto altos como bajos se evaluaron mediante el método de la cosecha en 10 parcelas de 25 m² (5 m x 5 m). En ellos se cosechó toda la biomasa viva a ras del suelo la cual se pesó en el campo. Igualmente se recogió y pesó toda la biomasa muerta pesándola también en el campo. Se extrajeron muestras de la biomasa viva y de la muerta para secarlas a 80°C hasta peso constante y estimar el peso seco de los componentes en cada parcela cosechada. Los datos de biomasa viva por parcela se presentan en el Anexo 1 y los de necromasa en el Anexo 2.

Necromasa

Hojarasca fina en el suelo

La hojarasca fina está conformada por hojas, flores, frutos, semillas y fragmentos de éstas, ramitas y material leñoso con diámetros variablemente definidos (Proctor 1983, Duivenvoorden & Lips 1995). Para la biomasa se emplearon seis parcelas de 1 m² en proyección ortogonal en todas las parcelas permanentes, en las cuales se colectaron todos los detritos vegetales finos, incluyendo ramitas de menos de 2 cm de diámetro. Se calculó el peso fresco y se les estimó el peso seco con submuestras secadas hasta peso constante a 80°C.

Detritos gruesos (diámetro > 2 cm)

Los detritos gruesos constituyen la masa vegetal muerta compuesta por pedazos de madera, leños, troncos, ramas o árboles muertos en pie o caídos con diámetros > 2 cm (Saldarriaga 1994). En subparcelas de 25m², se pesaron todos los detritos de madera cuyo diámetro superó los 2 cm cuando se midieron en bosques secundarios. En bosques primarios las subparcelas fueron de 100 m². Se calculó el peso seco estimando el contenido de humedad de submuestras secadas a 80°C hasta peso constante.

Mientras se desarrollan ecuaciones de biomasa específicas para los árboles muertos en pie, se evaluó su biomasa como el 70% de la estimación obtenida con las ecuaciones de la biomasa para los árboles vivos. Este procedimiento está avalado por otras investigaciones (Márquez & Roy 2000), así como por el hecho de que estos árboles por lo regular adolecen de toda o casi toda su copa que representa, aproximadamente, 30% de la biomasa de los árboles de estos bosques (Zapata 2001).

Biomasa subterránea

Biomasa de las raíces gruesas (diámetro ≥ 5 mm)

Uno de los principales compartimentos en la medición de la cantidad de carbono almacenada en los bosques es la biomasa de las raíces (MacDicken 1997). La clasificación entre raíces gruesas y finas obedece a un límite relativamente arbitrario. En general, los estudios de la biomasa subterránea permiten considerar las raíces gruesas como aquellas que tienen diámetro ≥ 5 mm, las cuales juegan un papel fundamental como soporte mecánico del árbol y como medio de transporte de nutrientes y agua. Para las raíces gruesas en bosques secundarios se emplearon ecuaciones de biomasa (ecuaciones 3 y 4, Tabla 1). Para las raíces gruesas en bosques primarios se optó por la extracción de las mismas en calicatas de 1 m³ de volumen en 20 parcelas permanentes, con la idea de estimar una relación entre la biomasa de raíces y el área basal de las parcelas.

Biomasa de las raíces finas (diámetro < 5 mm)

Las raíces finas cumplen una importante función en la absorción de agua y nutrientes por el árbol. No obstante, la determinación de su biomasa es una tarea ardua y laboriosa. El método utilizado fue el siguiente:

- En diez parcelas de bosques secundarios y en tres de primarios se tomaron cinco muestras imperturbadas de suelo de 0-15 cm y cinco de 15-30 cm empleando un barreno de raíces (Eijkelpamp) de 750 cm³.
- Las muestras se lavaron en un tamiz fino donde se eliminaron el suelo y las raíces gruesas.
- Las raíces se secaron hasta peso constante a 80°C.
- Se estimó el peso por hectárea.

Posteriormente, se estimó la biomasa de raíces finas (BR_f) por parcela en función del área basal de la misma (G) en m²/ha, usando las relaciones matemáticas encontradas por Sierra (2001) (ecuación 5, Tabla 1).

Carbono en el suelo (0-30 cm)

Con el cambio en el uso del suelo como resultado de la destrucción del bosque declina no solamente el carbono existente en la biomasa aérea, sino también el contenido de carbono edáfico. A su vez, actividades de rehabilitación, revegetalización y restauración, conducen al aumento del carbono en los diferentes compartimentos. Dada la dinámica y la magnitud de las existencias de carbono en el suelo en los distintos

ecosistemas forestales, es dable pensar en la necesidad de su cuantificación y medición. Siguiendo a MacDicken (1997) se muestrearon los primeros 30 cm, mediante el siguiente procedimiento:

- Se determinó la densidad aparente en 74 parcelas mediante la extracción, en cada una, de 8 cilindros de 750cm³ de volumen y 15 cm de longitud. El número de muestras dependió del muestreo y de la teoría estadística (Lara 2000).

- Se determinó el contenido de carbono de una muestra compuesta de 20 muestreos de suelo, extraídos entre 0 - 30 cm de profundidad. Para determinar el número de muestras por parcela se realizó un muestreo (Lara 2000).

- Se calcularon las toneladas por hectárea, al multiplicar la densidad aparente por la profundidad de muestreo, por 10.000 como factor de equivalencia de una hectárea en m², y por el contenido de carbono, previo análisis de laboratorio.

Resultados y discusión

Existencias de biomasa y carbono para la medición 1999-2000

El establecimiento y la primera medición de las parcelas permanentes se realizó entre noviembre de 1999 y julio de 2000. En la Tabla 2 se presentan los resultados del primer inventario de la biomasa en los tres compartimentos, así como del carbono edáfico, tanto para los bosques primarios como secundarios.

La biomasa aérea total viva en los bosques primarios promedió 233,494 t/ha, representada 91% por árboles y arbustos dicotiledóneos, 7,58% en palmas (3,8% la palma mil pesos), 1,16% bejucos y sólo 0,26% en hierbas. Este resultado invita a una reflexión en torno de los costos del monitoreo en bosques primarios. El monitoreo de las hierbas es costoso por cuanto consume tiempo en el montaje de las parcelas, en el pesado en el campo y luego en el laboratorio (Herrera 2000), que difícilmente se compensaría con su magro aporte a la biomasa total, por cuanto los demás componentes representan 99,74% de la biomasa aérea viva. En proyectos comerciales de monitoreo, que no tengan como objetivo la investigación, esta componente se debería estimar, a medida que las investigaciones publicadas aporten tal información, casi inexistente en la actualidad.

El alto coeficiente de variación de este compartimento en los bosques primarios (62,85%) revela la poca uniformidad de estos bosques debido,

probablemente, a la abrupta e irregular topografía y, sobre todo, a la corta furtiva de árboles y palmas.

Los bosques secundarios tuvieron en este compartimento una biomasa aérea viva 5 veces inferior a los primarios, 45,823 t/ha (Tabla 2); y su alto coeficiente de variación (66,37%) es explicable, tanto por la irregularidad de la respuesta por el uso previo del suelo y el impacto de la ganadería, uso que se prolongó después de que EPM comprara los terrenos (este proceso se inició hace 12 años y terminó hace 6 años) hasta el presente, así como por la diversidad de edades de estos bosques; seis hasta probablemente unos 25 años. A este respecto se demostró en México, en condiciones de bosques muy húmedos tropicales, que la duración del uso previo en ganadería y cultivos de maíz tuvo un efecto dramático en la respuesta de la sucesión medida en tasas de acumulación de la biomasa seca. La curva de respuesta fue una exponencial negativa. Cuando el uso previo duró sólo 2 años, el bosque secundario creció 12,8 t ha⁻¹a⁻¹; cuando el uso previo se prolongó por 30 años, la tasa de recuperación bajó a 4,3 t ha⁻¹ a⁻¹ (Hughes et al. 1999).

La palma mil pesos, típica indicadora de bosques primarios, no se encontró en ninguna parcela de bosques secundarios. Las otras palmas sólo contribuyeron con 1,1% de la biomasa viva; y su altísimo coeficiente de variación (860,46%) demuestra su existencia en muy pocas parcelas, caracterizadas por altas biomásas y pertenecer a procesos sucesionales más avanzados. Las palmas en los bosques secundarios son indicadoras de un incipiente proceso de restauración de la biodiversidad, que es preciso acelerar con técnicas apropiadas.

En los bosques secundarios la biomasa de los bejucos es sólo 19,5% de la existente en los bosques primarios, pero las hierbas superan en 42% al bosque primario. Estos resultados son coherentes con la dinámica del proceso sucesional. Los bejucos tardan en establecerse en los bosques secundarios, de allí su relativamente alto coeficiente de variación (168,15%); además, crecen lentamente y por ello, los que se encuentran, por lo regular tienen bajas dimensiones. Como consecuencia de que el dosel de los bosques secundarios es menos denso, el piso del bosque recibe mayor iluminación lo que estimula el crecimiento de las hierbas.

En cuanto a la necromasa total alcanzó 14,772 t/ha en los bosques primarios; esto es 6,3% de la biomasa aérea viva; con respecto a este mismo compartimento, la hojarasca fina y los detritos de madera gruesos representan 5,17%. Estos detritos son costosos y difíciles de medir (Herrera 2000) y una cuidadosa revisión

de literatura podría llegar a promedios para los bosques húmedos tropicales que permitirían estimarlos, especialmente, en monitoreos comerciales. Más aún, porque su duración es efímera por cuanto tienen una vida media corta debido al proceso de descomposición. Su cambio en el tiempo también es lento porque a medida que se descomponen, igualmente se acumulan a tasas sensiblemente similares (del Valle 2001a, 2001b). Los árboles muertos en pie alcanzaron 2,676 t/ha, y representan sólo 1,14% de la biomasa aérea viva, cifra muy baja comparada con los resultados reportados para la Amazonia colombiana. Saldarriaga (1994) encontró 8,9% y Álvarez (1993) 18,97%, ambos en bosques primarios imperturbados.

En los bosques secundarios la necromasa total fue 7,312 t/ha, 49,5% de la de los primarios. Los árboles muertos en pie y los detritos gruesos fueron muy inferiores en cantidad que en los bosques primarios; por el contrario, la hojarasca fina representa 81% de la de los bosques primarios. Ello conduce a pensar que de las variables de la necromasa, la hojarasca fina es la más dinámica y rápidamente tiende a igualar las cantidades existentes en los bosques primarios.

La biomasa radical en los bosques primarios fue 56,381 t/ha, correspondiendo a las raíces finas 31,2% y 68,8% a las gruesas. Ello implica una relación entre la biomasa subterránea a biomasa aérea viva de 24,1%, similar a la registrada por Saldarriaga (1994) en la Amazonia (27,8%) y a la citada por Sierra & Hernández (2000) para bosques sobre oxisoles tropicales (19,9%), pero dos veces superior al promedio de veintitrés estudios en bosques de tierras bajas tropicales (Sierra & Hernández 2000). Las diferencias de métodos entre los autores aportan gran incertidumbre a estas comparaciones.

En los bosques secundarios la biomasa radical fue de 20,481 t/ha, representada en forma muy equitativa entre las raíces gruesas y las finas (47,7% y 52,3%, respectivamente). En estos bosques sucesionales la biomasa radical llega al 44,7% de la aérea. Al menos como hipótesis se podría argumentar que en las fases tempranas de la sucesión, las plantas asignan una mayor proporción de recursos fotosintéticos al desarrollo de un potente sistema radical, en especial de raíces finas, por cuanto así acceden a mayores cantidades de agua y de nutrientes de por sí escasos en estos suelos depauperados por la ganadería extensiva, llevada a cabo durante décadas previas a la iniciación del proceso sucesional. La literatura es escasa en este tema. Saldarriaga (1994) reporta cifras de 18,6% de relación biomasa subterránea a aérea para bosques sucesionales de menos de 20 años de la Amazonia. Pero sus datos

provienen de sucesiones que, aunque se hallaban sobre suelos pobres, habían sido chagras indígenas cuyo uso agrícola es muy efímero y nunca estuvieron sometidos a la ganadería.

Por otra parte, Sips (1997) aporta evidencias de que las tasas relativas de crecimiento de la biomasa de las raíces de los bosques secundarios, superan las de la biomasa aérea; este proceso dura de dos a tres décadas. A partir de ahí, la biomasa radical permanece constante, en tanto que la aérea continúa creciendo hasta los 80 años, último registro existente.

Para los primeros 30 cm de suelo se registraron 99,248 t/ha de carbono orgánico en los bosques primarios y una cifra similar para los secundarios (93,600 t/ha). Obsérvese que el contenido relativo de carbono orgánico en los bosques primarios supera significativamente (Lara 2000) el de los bosques secundarios (2,978% vs. 2,340%). La razón de que estas diferencias se atenúen al calcular los pesos de carbono radica en que la densidad aparente de los bosques secundarios (1,335 t/m³), difiere significativamente de la de los primarios (1,117 t/m³) (Lara 2000). Este aumento de la densidad aparente se debe, sin duda, a la compactación producida por la ganadería no tecnificada durante varias décadas. No debe causar sorpresa que la compactación alcance hasta los 30 cm de profundidad, por cuanto Müller & Solís (1997) reportan información de Costa Rica donde se evidencia este efecto hasta 70 cm de profundidad del suelo.

Una comparación más equitativa, que evite el sesgo introducido por el aumento de la densidad, consiste en emplear para los bosques secundarios la densidad aparente del bosque primario que no ha sufrido compactación. Este cálculo arroja 78,413 t/ha de carbono, más de 20 t/ha inferior al de los bosques primarios.

En términos globales, los suelos contienen tres veces más carbono en el primer metro de suelo que la biomasa viva y muerta contenida en la biota (Rozenweig & Hillel 2000). Pero en los bosques tropicales se acumula la más baja cantidad de carbono edáfico de todos los biomas mundiales; en ellos la relación de carbono en la biota a carbono en el suelo se acerca a la unidad, en tanto que en los bosques boreales la relación es de 1 a 5 (IPCC 2000). En los bosques primarios se conserva esta relación, por cuanto al multiplicar la biomasa aérea viva por el contenido promedio de carbono de los diferentes componentes de la biomasa, 44,75%, se obtiene 104,489 t/ha de carbono; así la relación biomasa aérea a suelo sería para los bosques primarios 104,489/99,248; una relación 1/1 hasta la primera cifra decimal para 30 cm de profundidad.

TABLA 2. Resultado del inventario de biomasa y del carbono edáfico en los cuatro compartimientos donde se almacena el carbono (biomasa aérea viva, necromasa, raíces y suelo), tanto para los bosques primarios como secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Primera medición: 1999-2000.

	Bosques Primarios						Bosques Secundarios					
	Biomasa aérea viva (t/ha)											
	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total
\bar{x}	212,429	8,819	8,887	2,712	0,647	233,494	43,879	0,000	0,496	0,529	0,919	45,823
N	33	33	33	33	33	33	77	77	77	77	70	77
%CV	71,97	169,91	136,99	98,26	58,36	62,85	66,09	-	860,46	168,15	64,03	66,37
Necromasa (t/ha)												
	En Pie	Hojarasca fina	Detritos gruesos	Total	En Pie	Hojarasca fina	Detritos gruesos	Total				
\bar{x}	2,676	6,028	6,068	14,772	0,41	4,88	2,022	7,312				
N	33	33	31	33	77	70	70	77				
%CV	149,89	21,02	119,49	57,84	227,88	42,38	208,26	80,40				
Raíces (t/ha)												
	Raíces gruesas	Raíces finas	Total	Raíces gruesas	Raíces finas	Total						
\bar{x}	38,774	17,607	56,381	9,762	10,719	20,481						
N	20	33	34	77	77	77						
%CV	109,61	17,87	93,76	70,02	20,72	43,83						
Carbono en el suelo (t/ha) ^a												
	%C	ρ (t/m ³)	Total	%C	ρ (t/m ³)	Total						
\bar{x}	2,978	1,117	99,248	2,340	1,335	93,6						
N	35	35	35	74	74	74						
%CV	7,91	7,91	16,4	6,42	6,42	23,18						

^a Hasta 30 cm de profundidad.

La cifra porcentual de carbono empleada para la vegetación difiere del 50% comúnmente aceptada por el IPCC (Houghton *et al.* 1990), como una regla práctica cuando no hay datos locales. La cifra aquí presentada se basa en el análisis de ochenta y dos muestras de todos los componentes, y de las especies más abundantes de bosques primarios y secundarios del área del proyecto. Estas muestras fueron analizadas en la Universidad Internacional de la Florida, mediante el analizador Carlo – Erba NA Series 1500 NC. Este instrumento de combustión en seco, se considera el más adecuado para estos propósitos. Los suelos se analizaron en el laboratorio de suelos de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, por el método de Walkey & Black, método de combustión húmeda recomendado para los suelos en proyectos de sumideros de carbono (MacDicken 1997). El contenido de carbono de la biomasa

fue muy parecido al de un estudio similar realizado en México donde el C promedió 46,6% (Hughes *et al.* 1999)

Si bien es cierto que los datos por biomasa del IPCC (2000) corresponden a contenidos de carbono hasta un metro de profundidad, también es cierto que esta variable disminuye exponencialmente con la profundidad. La información es confirmada en el área del proyecto hasta 4 m de profundidad (F. Moreno, comunicación personal). A un metro de profundidad, cuatro muestras arrojaron sólo 0,446% C, apenas el 15% del superficial. Por ello, la relación obtenida se afectaría poco si se incluyesen los 70 cm de suelo adicionales.

La disminución del porcentaje de carbono en los suelos secundarios se debe atribuir a dos causas ante todo: la erosión y la descomposición del carbono orgánico. La erosión estimulada por la ganadería afecta la porción superficial del suelo, portadora del mayor

contenido de materia orgánica edáfica. La descomposición por el cambio microclimático inducido por la deforestación tiende a aumentar la temperatura del suelo, y con ello, la descomposición de la materia orgánica.

Existencias de biomasa y carbono para la medición 2000-2001

La remediación de las parcelas permanentes se llevó a cabo entre noviembre de 2000 y marzo de 2001. Para el caso de los bosques secundarios, casi después de un año, ya no existían las parcelas BS056, BS064, BS070 y BS075 por corte total de la cobertura existente en las mismas. A su vez, la parcela del bosque primario BP023 no se remidió por la presencia de un enjambre de agresivas abejas africanizadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.

Como promedio, en la biomasa viva del bosque primario aumentaron su participación en la biomasa total todos los componentes medidos, excepto los árboles que mantuvieron su biomasa aérea y las hierbas que no se midieron de nuevo; su aparente disminución (compárense las Tablas 2 y 3) con respecto a la primera medición se debe a la falta de la parcela 23 que registró uno de los mayores valores en este componente (1,043 t/ha). La disminución de la biomasa viva de los árboles entre las dos mediciones se debe, ante todo, al efecto de la mortalidad, acentuada en la parcela 19 que tuvo la más alta biomasa (939,842 t/ha en 1999/2000), pero que en el período entre las mediciones sufrió la mortalidad de un árbol gigante, reduciendo su biomasa en 274,890 t/ha. En los bosques secundarios los componentes de la biomasa viva mantuvieron una participación similar con respecto a la biomasa total registrada en la primera medición. En cuanto a la necromasa los datos de los detritos gruesos y finos son los mismos de la primera medición. Las diferencias observadas entre las Tablas 2 y 3 se deben a que en las parcelas cortadas o no medidas en la segunda medición, no se tuvieron en cuenta estas variables para el promedio de estos componentes en la segunda medición.

Los árboles muertos en pie si aumentaron en biomasa por un factor de 4 en los bosques secundarios y de casi 5 en los bosques primarios. El altísimo coeficiente de variación de esta mortalidad en los bosques primarios (326,48%), indica que este es un fenómeno concentrado en unas pocas parcelas, o gregario, como ya se había mencionado en el caso de la parcela 19. En los bosques secundarios el fenómeno se encuentra distribuido de manera más aleatoria.

La biomasa muerta en pie en los bosques primarios es similar a la de la literatura para bosques húmedos

tropicales (Saldarriaga 1994, Álvarez 1993, Hughes *et al.* 1999); lamentablemente, pocos autores registran este tipo de información. En cuanto a los bosques secundarios los resultados de Saldarriaga (1994) y Hughes *et al.* (1999) muestran biomasa muerta en pie para bosques menores de 20 años, entre dos y cinco veces superiores de los aquí registrados. Esto puede atribuirse a las bajas tasas de crecimiento de los bosques secundarios del área del proyecto, asunto que se discutirá más adelante y, por tanto, a las pequeñas dimensiones de los árboles.

En cuanto a las raíces se deben hacer estos comentarios. En los bosques primarios las raíces gruesas no cambiaron por cuanto esta cifra correspondió a la extracción de estas raíces en 20 calicatas de un metro cúbico cada una (1m x 1m x 1m), establecidas en igual número de parcelas permanentes, buscando correlacionar su peso seco con el área basal medida en una parcela puntual, empleando el Relascopio de Bitterlich. Al no obtenerse relación significativa entre las dos variables (Sierra 2001), se optó por asignar igual peso en ambas mediciones. Por esta razón, al compararlas (Tabla 2 y Tabla 3), las raíces de los bosques primarios parecen menos dinámicas que las de los secundarios en las que se empleó la ecuación 3 (Tabla 1).

En cuanto al comportamiento del carbono en el suelo se emplearon los mismos datos de la primera medición.

Existencias de biomasa aérea y carbono en los rastrojos bajos

Después del abandono de los potreros, o mejor, porque la ganadería continuó accediendo a estas áreas, cuando se dejan enmalezar, como en efecto sucedió, empiezan a aparecer numerosas plantas herbáceas y leñosas así como arbustos, en gran profusión pero de pequeño tamaño. También se encontraron a veces allí árboles pioneros típicos de pequeño tamaño pertenecientes al género *Vismia*, así como numerosas Melastomataceae que tratan de emerger entre una maraña de helechos (*Pteridium aquilinum*) de cortadera (*Scleria* sp) y de pastos que empiezan a morir por la poca iluminación que reciben. El dosel en este tipo de cobertura generalmente se encuentra por debajo de 2,0 m de altura. A esta cobertura se ha denominado generalmente rastrojo bajo.

Teóricamente no deberían existir estos rastrojos en las propiedades de EPM, por cuanto ya hace seis años compró los últimos predios, tiempo suficiente al menos para el establecimiento de un incipiente bosque secundario. Si ello no es así es por estas razones: uso continuado de la ganadería, aun después de la compra

TABLA 3. Resultado del inventario de biomasa y del carbono edáfico en los cuatro compartimentos donde se almacena el carbono (biomasa aérea viva, necromasa, raíces y suelo), tanto para los bosques primarios como secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porcel II. Segunda medición: 2000-2001.

	Bosques Primarios						Bosques Secundarios					
	Biomasa aérea viva (t/ha)											
	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total	Arboles	Palma mil pesos	Otras palmas	Bejucos	Hierbas	Total
\bar{x}	212,285	9,648	11,926	2,761	0,634	237,255	49,888	0,000	0,613	0,633	0,895	52,029
N	32	32	32	32	32	32	73	73	73	73	67	73
%CV	54,63	166,41	155,74	88,91	59,37	45,68	60,22	-	159,13	159,13	63,64	61,63
	Necromasa (t/ha)											
	En Pie	Hojarasca fina	Detritos gruesos	Total	En Pie	Hojarasca fina ^a	Detritos gruesos ^a	Total				
\bar{x}	12,805	6,095	6,101	25,001	1,694	4,951	2,088	8,733				
N	32	32	30	32	73	67	67	73				
%CV	326,48	20,11	120,81	184,29	121,59	41,37	205,54	69,68				
	Raíces (t/ha)											
	Raíces gruesas ^a	Raíces finas	Total	Raíces gruesas	Raíces finas	Total						
\bar{x}	38,774	18,191	56,965	11,182	11,205	22,387						
N	20	32	34	73	73	73						
%CV	109,61	18,57	94,4	64,11	19,98	41,68						
	Carbono en el suelo (t/ha) ^a											
	%C	ρ (t/m ³)	Total	%C	ρ (t/m ³)	Total						
\bar{x}	2,978	1,117	99,248	2,34	1,335	93,6						
N	35	35	35	74	74	74						
%CV	7,91	7,91	16,45	6,42	6,42	23,18						

^a Se emplearon los mismos datos del inventario 1999-2000 de la Tabla 1.

TABLA 4. Biomasa aérea viva y necromasa de los rastrojos bajos en t/ha. Se incluyen también las tasas medias (t ha⁻¹ a⁻¹) de ambas. Edad estimada 2,5 años.

	Biomasa aérea viva	necromasa
\bar{x}	5,437 (2,433) ^a	6,308 (2,822) ^a
Tasa medias	2,175	2,523
D.E. ^b	1,503	4,049
%C.V. ^c	27,65	64,20

^a Equivalente en carbono, con un porcentaje de 44,75.

^b Desviación estándar.

^c Coeficiente de variación.

de los terrenos por EPM; uso del fuego para favorecer los pastos; excesiva degradación del suelo.

Para evaluar las tasas de acumulación de biomasa y carbono en estos rastrojos bajos, se determinó la biomasa viva y la necromasa por el método de la cosecha en 10 parcelas de 25 m² cada una. En la Tabla 4 se presentan los resultados para este tipo de coberturas tanto para la biomasa anhidra viva como muerta y las tasas medias de aumento de la biomasa, estimando la edad promedio de estos rastrojos en 2,5 años.

A los dos y medio años la biomasa aérea viva sólo registra 5,437 ± 1,503 t/ha (± es la desviación estándar) de biomasa seca, y 2,175 t ha⁻¹ a⁻¹ de tasa media anual de incremento neto. Una cifra similar se obtuvo para la biomasa muerta: 6,308 ± 4,049 t/ha y 2,523 t ha⁻¹ a⁻¹ de tasa media anual de incremento.

Aunque se dispone de pocos datos de la literatura para comparar, Fontaine *et al.* (1978) citan tasas medias de incremento de la biomasa viva en Filipinas de 15,6 t ha⁻¹ a⁻¹ a los 2,5 años y en Guatemala de 7,10 t ha⁻¹ a⁻¹. En Borneo Hashimoto *et al.* (2000) encontraron a los 2,5 años 10,816 t ha⁻¹ a⁻¹. Sánchez (1976) cita datos de Yangambi, Zaire, que permiten estimar una acumulación media de biomasa a los dos años y medio de 12,8 t ha⁻¹ a⁻¹. Los resultados del área del proyecto son casi tres veces menores que la más baja de las cifras citadas. De hecho, las tasas de acumulación de biomasa son comparables con las de algunas sabanas naturales (Koechlin 1979), y no con las fases más tempranas del desarrollo de barbechos en los procesos de sucesión secundaria de las zonas tropicales húmedas. Aquí, como en los bosques secundarios, no parece haber explicación distinta del agotamiento de unos suelos, de hecho pobres, así como de su compactación producto de una ganadería extensiva y de prácticas de manejo, que como la quema, son supremamente destructivas.

La biomasa muerta se ha acumulado a tasas medias un poco mayores que la viva (2,523 t ha⁻¹ a⁻¹), pero es difícil compararla con otras investigaciones por no haberse encontrado información de este compartimiento en la literatura. La suma de estos compartimientos (viva más necromasa) es una buena aproximación de la productividad primaria neta de la biomasa aérea, 4,698 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa. Por tanto, la tasa de acumulación de carbono es 2,102 t ha⁻¹ a⁻¹.

Tasa anual de incremento neto de las raíces (TINR)

Para los bosques secundarios la tasa de incremento neto de las raíces gruesas se determinó así: Sierra (2000) ajustó la relación alométrica entre la biomasa de las raíces gruesas en función del diámetro de los árboles

secundarios (ecuación 3, Tabla 1). Por tanto, al aplicar esta ecuación a las dos mediciones de los diámetros de cada una de las parcelas permanentes, se obtienen las tasas de aumento periódico de las raíces gruesas. Estas se llevan linealmente a tasa anual y se ajustan por el factor de expansión previamente citado según se trate de la subparcela o de la parcela. En la Tabla 5 se presentan los resultados promedios para todas las parcelas de bosques secundarios.

Para los bosques primarios, como ya se había mencionado, la regresión entre el peso de las raíces extraídas de las calicatas y el área basal no funcionó. Al aplicar el mismo valor para ambas mediciones, las raíces gruesas tendrían una tasa de cambio nula, subestimándose este componente. Por esta razón se empleó la ecuación 4 (Tabla 1) que cubre gran parte del rango de área basal de los bosques primarios. Con base en esta ecuación los cambios de área basal de parcelas permanentes producidos entre las dos mediciones, permiten estimar los cambios de la biomasa de las raíces gruesas, los cuales se ajustan linealmente a un año. Los promedios para todas las parcelas se presentan en la Tabla 5.

Para estimar la tasa de cambio de las raíces finas se empleó la ecuación 5 (Tabla 1) válida tanto para bosques primarios como secundarios. Mediante esta ecuación los cambios en las raíces finas se asocian con cambios en el área basal. Como en los casos anteriores, estas cifras se expresan linealmente en t ha⁻¹ a⁻¹.

En la Tabla 5 aparecen los resultados de las tasas anuales de incremento neto de las raíces. Los bosques primarios y secundarios presentaron tasas muy similares (1,816 t ha⁻¹ a⁻¹ vs. 1,718 t ha⁻¹ a⁻¹, respectivamente), pero cuando se calculan las tasas específicas o relativas las raíces de los bosques primarios sólo crecen 3,2% ([1,816/56,382] 100), en tanto que las raíces de los bosques secundarios lo hacen al 8,4% ([1,718/20,481] 100). Ello confirma que los bosques secundarios asignan proporcionalmente más energía fotosintética al crecimiento radical que los primarios.

Tasas anuales de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) y del carbono contenido en ella

Para este cálculo se revisó la clásica aproximación de Beers (1962). De las cinco diferentes versiones mencionadas por este autor para el estudio de las tasas de crecimiento, cuando se monitorea el crecimiento de las plantas individualmente, la más lógica parece ser, para el balance anual de la biomasa y del carbono, la tasa de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA)

$$TINBA = \Delta_s + I - C - M,$$

TABLA 5. Tasas anuales netas de incremento de las raíces gruesas, finas y totales (TINR) en $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ para los bosques primarios y secundarios. Período: 1999/2000-2000/2001.

	Bosques primarios			Bosques secundarios		
	Δrg^a	Δrf^b	$TINR^c_1$	Δrg	Δrf	$TINR^d_2$
\bar{X}	1,410	0,406	1,816	1,282	0,437	1,718
N	32	32	32	73	73	73
%CV	65,78	65,74	65,75	65,06	60,32	63,77

^aTasa anual de incremento neto de las raíces gruesas.

^bTasa anual de incremento neto de las raíces finas.

^cTasa anual de incremento neto de las raíces (gruesas + finas) de los bosques primarios.

^dTasa anual de incremento neto de las raíces (gruesas + finas) de los bosques secundarios.

donde: Δ_s = cambio de biomasa de las plantas sobrevivientes; o sea aquellas vivas en ambas mediciones, estimadas con los diámetros correspondientes a la segunda medición, menos los de la primera medición,

I = biomasa de los árboles que superaron el diámetro mínimo establecido en la primera medición, registrado en la segunda medición,

C = biomasa de los árboles cortados entre dos mediciones,

M = biomasa de los árboles muertos entre dos mediciones.

Pero un análisis más detallado de esta fórmula revela imprecisiones e inconsistencias, a pesar de su amplio uso hasta la actualidad como se deduce de su inclusión en la última edición del Forestry Handbook (Bell et al. 1984: 343). De acuerdo con las instrucciones de Beers (1962), los ingresos (I) entrarían con la biomasa correspondiente al diámetro registrado en la segunda medición, cuando los diámetros de las plantas de una parcela permanente se miden en dos ocasiones distanciadas en el tiempo; así, si el diámetro mínimo registrado fuese de 10 cm, un árbol que no superase ese límite en la primera medición y que en la segunda apareciese como ingreso con $D = 10,5$ cm, acumularía la biomasa correspondiente a un árbol de 10,5 cm de diámetro. No obstante, si un árbol tenía en la primera medición $D = 10$ cm y en la segunda medición su diámetro fuese $D = 10,5$ cm, sólo acumularía en biomasa la diferencia entre estas dos biomosas: la correspondiente a 10,5 cm de diámetro menos la correspondiente a 10 cm de diámetro, cifra muy inferior a la del árbol ingresado. Lo lógico no es sumar I sino ΔI , siendo esta cifra la diferencia entre la biomasa correspondiente al diámetro observado en la segunda medición (10,5 cm) y la del diámetro límite (10 cm en este ejemplo).

En el caso de las plantas muertas sucede lo siguiente: cuando estas plantas no se encuentran en pie en la segunda medición, se descuenta el total de la biomasa por cuanto $M = \Delta M$ y $\Delta M = 0 - D_1$ (la biomasa correspondiente al diámetro en la segunda medición es cero, en razón de que $D_2 = 0$). La planta muerta que yace en el suelo se evalúa en el compartimiento de detritos de madera gruesa (DMG) si $D > 2$ cm, y en la hojarasca fina si $D \leq 2$ cm. Pero si la planta permanece muerta en pie debe monitorearse su diámetro y sumar algebraicamente ΔM a la biomasa correspondiente al diámetro en la segunda medición (D_2), menos la biomasa correspondiente al diámetro en la primera medición (D_1). Con frecuencia los árboles muertos en pie, al irse descomponiendo disminuyen su diámetro; entonces $D_2 < D_1$, luego el ΔM será negativo; pero también puede ser que $D_2 > D_1$ y, por tanto, que se sume una biomasa muerta. Este procedimiento es mucho más lógico que la propuesta de Beers (1962), sobre todo cuando, como en este caso, se trata de determinar el balance del carbono contenido en la vegetación. En efecto, aunque la planta esté muerta ello no significa que no contenga carbono, o que éste se halla emitido instantáneamente a la atmósfera en forma de CO_2 , una vez la planta murió.

Mientras se conoce más sobre el proceso de descomposición de los árboles y otras plantas muertas en pie, se ha empleado para estimar su biomasa 70% del valor estimado con la correspondiente ecuación de biomasa. Ello se sustenta tanto en estudios previos (Márquez & Roy 2000), como en el hecho de que los árboles muertos en pie pierden rápidamente su follaje y luego sus ramas. Según la información local (Zapata 2001), aproximadamente 70% de la biomasa de los árboles del área de estudio corresponde a los tallos. Este es, en

consecuencia, un tratamiento conservador en términos de evaluar el bosque como sumidero de carbono.

En cuanto a las plantas cortadas, al no disponerse del segundo diámetro, se descuenta la totalidad de la biomasa correspondiente al diámetro inicial. Esto tiene lógica por cuanto desde el punto de vista del bosque, los árboles cortados generalmente salen de él y, por tanto, su carbono. Igualmente, dentro del IPCC (Houghton et al. 1990) los árboles cortados se tratan como emisión instantánea, aproximación muy conservadora que sólo podría aplicarse en rigor, si la biomasa se empleara para dendroenergía. Para otros usos se debería determinar la vida útil de los productos obtenidos, asunto del que se adolece de información. Por tanto, este descuento conlleva un análisis conservador en proyectos forestales donde los bosques actúan como sumideros de carbono. Con base en lo expresado se ha optado por estimar la TINBA así

$$TINBA = \Delta S + \Delta I - C + \Delta M.$$

Como el lapso de tiempo entre las dos mediciones de cada una de las parcelas (período: 1999/2000 y 2000/2001) en algunas parcelas fue inferior a un año (365 días) y en otras superior, cada parcela se ajustó linealmente a un año. En los bosques primarios en los cuales se midieron todas las plantas con $D \geq 10$ cm en 0,1 ha, el resultado se extrapoló a 1ha linealmente. De igual manera, en los bosques secundarios donde se midieron todas las plantas con $D \geq 5$ cm en 0,05 ha, se extrapoló linealmente su biomasa a una hectárea. Así todas las unidades se expresan en $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$.

El tratamiento para las subparcelas de 100 m² establecidas en los bosques primarios y de 25 m² establecidas en los secundarios, fue el siguiente: en los bosques primarios se midieron en estas subparcelas las plantas con $1\ cm \leq D < 10\ cm$. Luego, a una planta que ingresó en la segunda medición con diámetro $1\ cm < D_2 < 10\ cm$, su ΔI se estima con la biomasa correspondiente a D_2 , menos la biomasa correspondiente a $D_1 = 1\ cm$ (diámetro límite de registro en la subparcela), multiplicado este resultado por 100 para ajustar a 1 ha. Ahora bien, una planta que se encontraba en la subparcela en la primera medición ($1\ cm < D_1 < 10\ cm$) y que en la segunda medición registró un $D_2 > 10\ cm$, su cambio de biomasa se determina así: se calcula el entre las biomásas correspondientes a $D_2 = 10\ cm$ y D_1 . El resultado se multiplica por 100. Luego se calcula el ΔI (ingreso a la parcela de 0,1 ha) como la biomasa correspondiente a $D_2 > 10\ cm$, menos la biomasa correspondiente a $D_1 = 10\ cm$. Este resultado se multiplica por 10 para obtener los resultados en términos de hectárea. Un razonamiento similar se aplica para ΔM .

Igual procedimiento se aplica para los bosques secundarios, pero teniendo en cuenta que el diámetro límite no es 10 cm sino 5 cm, y que los factores de expansión son 400 (10.000 m²/25 m²) para las subparcelas y de 20 (10.000 m²/500 m²) para las parcelas.

En la Tabla 6 se presentan los promedios anuales por tipo de planta y los totales de la TINBA para los bosques primarios. En los bosques primarios las plantas leñosas (árboles), responden por 85,6% de la TINBA, el resto básicamente corresponde a las palmas (12,4%) y los bejucos 2%; o sea, si se hubiesen monitoreado las palmas con base en su diámetro, no se hubiese detectado el 12,4% de la TINBA, o unas 1,5 t ha⁻¹ a⁻¹.

El valor de la TINBA obtenido (12,006 t ha⁻¹ a⁻¹) es realmente muy alto, superior a treinta y nueve registros revisados por Clark et al. (2001) para bosques tropicales viejos (old-growth) quienes registran tasas entre 0,3 y 3,8 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono versus los datos de esta investigación de 5,37 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono (12,006 x 0,4475). Phillips et al. (1998) encontraron en 478 parcelas en bosques maduros imperturbados del trópico húmedo, los cuales teóricamente deberían tener una tasa neta de incremento igual a cero, que estos bosques crecieron a una tasa media de $0,38 \pm 0,22\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ de carbono (son los límites de confianza al 95%). El efecto de fertilización del CO₂ atmosférico producido por la combustión de combustibles fósiles, parece ser una de las causas para que estos bosques no se encuentren en el equilibrio esperado. La razón para que estos bosques tengan tan altas tasas de incremento de biomasa seca (y de carbono) hay que buscarla en su historia. Aun hoy, cuando estos bosques son vigilados por los guardabosques de EPM, se presentan aprovechamientos furtivos de las especies maderables más valiosas y útiles, así como de las palmas con el fin de extraer su dura madera (macana), las fibras de sus hojas para hacer escobas y el renuevo foliar para los llamados "ramos benditos" durante las semanas santas. En el pasado esto debió haber ocurrido con mayor intensidad por la escasa o nula vigilancia que de ellos se hacía. La existencia de maderas valiosas tan cerca de una gran metrópoli como Medellín, que las demanda hábidamente para las industrias del mueble y de la construcción, son una presa muy codiciada por los traficantes de madera. Las evidencias encontradas, representadas por tocones de árboles y palmas cortadas y de entables de aserraderos, llevan a considerar estos bosques como primarios intervenidos, lejos de su condición de equilibrio dinámico. Teóricamente los bosques aumentan su biomasa siguiendo una función

sigmoideal. Cuando los bosques han permanecido inalterados por mucho tiempo (más de 200 años en la Amazonia según Saldarriaga 1994), su biomasa se encuentra muy cerca de la asíntota de la curva. La intervención selectiva de los bosques reduce su biomasa hasta la zona de mayor pendiente de la curva, el bosque se recupera entonces a tasas muy altas de incremento de la biomasa aérea y subterránea hasta alcanzar, de nuevo, el equilibrio perdido, proceso que puede durar varias décadas (Botkin 1993). Esta es la situación de los bosques primarios intervenidos de Porce.

Es preferible llamarlos primarios intervenidos y no maduros como se usa en la literatura anglófona en oposición lógica a los secundarios. En los primarios, aparentemente no ha habido en los últimos siglos una intervención antrópica o evento natural que halla eliminado totalmente estos bosques para dedicar el suelo, durante prolongados lapsos de tiempo, a otros usos. Quizá sólo la intervención indígena en pequeñas chagras de las que el bosque se recupera relativamente rápido. Las intervenciones selectivas aunque reducen la biomasa del bosque así como su valor económico y

estético, mantienen en gran medida la estructura y el funcionamiento del ecosistema boscoso, pero no su madurez, concepto que parece aludir el equilibrio dinámico perdido por las intervenciones localizadas. Por el contrario, los bosques secundarios surgen después de intervenciones extensas y prolongadas de la cubierta original para dedicar el suelo a otros usos, generalmente la ganadería y la agricultura, y al ulterior abandono de este nuevo uso. Los bosques sucesionales son, al menos en el trópico húmedo, diferentes en estructura y función de los primarios, situación que puede ser permanente o durar muchas décadas (Finegan 1997, Sips 1997).

En la Tabla 7 se resumen los resultados de la tasa de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) de los bosques secundarios. La TINBA de los bosques secundarios arrojó cifras bajas ($6,190 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) si se comparan con las citadas por Sánchez (1976), Fontaine et al. (1978), Ortiz (1997) y Hughes et al. (1999), pero son similares a los promedios de Saldarriaga (1994) a los 10 años. La TINBA de los bosques secundarios en términos absolutos resultó ser casi la mitad de la de los bosques primarios, representada en 98,0% por arbustos y árboles

TABLA 6. Tasa anual de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) en $\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ desde el diámetro normal $D \geq 1 \text{ cm}$, de 32 parcelas permanentes en bosques primarios. Período: 1999/2000 – 2000/2001. Nota: Á. = árboles y otras plantas erectas leñosas, excepto palmas, con $D \geq 1 \text{ cm}$; P.M.L. = palma mil pesos (*Oenocarpus bataua*); O.P. = otras palmas; B = bejucos con $D \geq 1 \text{ cm}$.

	Δ Sobrevivientes				Δ Ingresos				Δ Muertos				Cortados			TINBA	
	A.	P.M.P	O.P	B.	A.	P.M.P	O.P	B.	A.	P.M.P	O.P	B.	A.	P.M.P	O.P		B.
\bar{x}	9,049	0,113	0,528	0,164	1,168	0,291	0,498	0,060	0,070	0,161	0,008	0,031	0,000	0,131	0,000	0,004	12,006
%CV ^a	35,68	152,2	143,4	161,1	262,5	321,4	290,6	377,0	545,7	554,6	439,5	608,8		565,7		565,7	36,63
Σ^b		9,854				2,017				0,270				0,135			

^a Coeficiente de variación.

^b $9,854 + 2,017 + 0,270 - 0,135 = 12,006$

TABLA 7. Tasa anual de incremento neto de la biomasa aérea (TINBA) en $\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ desde el diámetro normal $D \geq 1 \text{ cm}$, de 73 parcelas permanentes en bosques secundarios. Período: 1999/2000 - 2000/2001. Nota: Á. = árboles y otras plantas erectas leñosas, excepto palmas, con $D \geq 1 \text{ cm}$; O.P. = otras palmas; B = bejucos con $D \geq 1 \text{ cm}$.

	Δ Sobrevivientes			Δ Ingresos			Δ Muertos			Cortados			TINBA
	A.	O.P	B.	A.	O.P	B.	A.	O.P	B.	A.	O.P	B.	
\bar{x}	5,909	0,032	0,172	0,102	0,00	0,036	-0,002	0,00	-0,001	0,058	0,00	0,00	6,191
%CV ^a	55,8	839,3	170,3	299,4		825,2	838,6		109,2	584,7			55,95
Σ^b		6,113			0,138			-0,003			0,058		

^a Coeficiente de variación.

^b $6,113 + 0,138 - 0,003 - 0,058 = 6,191$

(árboles en la Tabla 7). No obstante, la TINBA relativa de los bosques secundarios ($[6,190/45,823] 100$), 13,5%, más que duplica la de los primarios ($[12,006/233,494] 100$), que es 5,1%.

Resulta interesante y útil en la práctica constatar que el coeficiente de variación de la biomasa aérea total, tanto en la primera como en la segunda medición, es muy superior (Tablas 2 y 3) que el de las tasas anuales de incremento de la biomasa aérea total, tanto para bosques primarios como secundarios (Tablas 6 y 7). Por ello, si se recalculara el tamaño de la muestra éste habría sido más bajo que el encontrado (Berrouet & Loaiza 2001), o los límites de confianza habrían resultado mucho más cercanos a la media.

Tasas anuales de incremento neto de la biomasa total (aérea más subterránea)

Con base en la información aportada en las Tablas 5 y 6, la tasa anual de incremento neto de la biomasa total (TINBT1) en los bosques primarios es la suma de su TINR1 (Tabla 5) más la TINBA, (Tabla 6), o sea 13,822 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa anhidra o 6,185 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono. Para los bosques secundarios (Tablas 5 y 7) resulta ser 7,909 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa anhidra, o 3,539 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono.

Con base en información secundaria y algunas suposiciones conservadoras es posible estimar la productividad primaria neta (PPN) de estos dos tipos de bosques. Empleando la información de Clark et al. (2001), se relacionaron los diez datos de parcelas más parecidos por su biomasa aérea a los bosques primarios de este estudio (los bosques con biomasa aérea entre 206 t/ha y 249,7 t/ha en promedio). En estos bosques el promedio de pérdida por consumidores fue de 0,41 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono, lo cual equivale a 0,82 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa, empleando el mismo factor de Clark et al. (C = 50% de biomasa). En estas parcelas los compuestos orgánicos volátiles promediaron 0,22 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono; o sea 0,44 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa.

Si se asume que en términos de hojarasca fina estos bosques se encuentran en equilibrio, como supuesto conservador por cuanto con la ecuación propuesta por Brown & Lugo (1982) basada en la temperatura y la precipitación se estimarían 9 t ha⁻¹ a⁻¹ (temperatura promedio 22,8 C, precipitación 3000 mm anuales), y si se tiene en cuenta que el promedio pantropical de hojarasca caída en los bosques tropicales húmedos es de 9,5 0,74 t ha⁻¹ a⁻¹ (los límites de confianza al 95%) (del Valle 2000a), entonces la hojarasca fina registrada en la Tabla 3 debe equivaler al aporte anual de hojarasca (6,095 t ha⁻¹ a⁻¹). Por tanto, la PNN de los bosques primarios

sería 21,177 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca que, en términos de los datos de Clark et al. (2001), se encuentra en el tercio inferior pantropical.

De igual manera, tomando la información de la pérdida por consumidores y por sustancias volátiles de las cinco parcelas de biomasa más baja (44,8 t/ha), la pérdida por consumidores se estima en 0,3 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono (0,6 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa) y la pérdida por sustancias volátiles en 0,2 t ha⁻¹ a⁻¹ de carbono (0,4 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa). Si como mínimo los detritos finos caídos equivalen a los encontrados en el piso (4,951 t ha⁻¹ a⁻¹ Tabla 3), la PPN para los bosques secundarios sería 13,860 t ha⁻¹ a⁻¹ de biomasa seca, localizándose también en el tercio inferior del rango pantropical de Clark et al. (2001).

Agradecimientos

Esta investigación se realizó dentro de la línea de investigación Bosques y Cambio Climático, proyecto “Eficiencia de las Coberturas en la Asimilación de CO₂, Central Hidroeléctrica Porce II”, dirigido por los autores y cofinanciado por las Empresas Públicas de Medellín E.S.P. y la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Contrato 3/DJ-1367/17, Acta 19.

Literatura citada

- ALEM DAG, I. S. 1980. Manual of data collection and processing for the development of forest biomass relationship. Canadian Forest Service, Pataway National Forest Institute, Information Report PI – 4.
- ÁLVAREZ, E. 1993. Composición florística, estructura y biomasa de un bosque inundable en la Amazonia colombiana. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Medellín.
- ATTIWILL, P. M., AND J. D. OVINGTON. 1968. Determination of forest biomass. *Forest Science* 14: 13 – 15.
- BEERS, T.W. 1962. Components of forest growth. *Journal of Forestry* 60: 245 – 248.
- BELL, J.F., A. L. EK, H.C. HITCHCOCK, K. L. MACMILLAN, CH. I. MILLER, AND J. W. MOSER. 1984. Section on timber measurement. In K. F. Wenger (Ed.). *Forestry Handbook*, pp. 253 – 360. Wiley & Sons, New York.
- BERROUET, L. M., Y L. M. LOAIZA. 2000a. Cálculo del tamaño de muestra. In S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). *Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂*. Informe de Actividades N° 7, pp. 16 – 27. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

- BERROUET, L. M., Y L. M. LOAIZA. 2000b. Relaciones alométricas. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades N° 7, pp. 29 – 37. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- BOTKIN, D. B. 1993. *Forest Dynamics : An ecological model*. Oxford Univ. Press, Oxford, U. K.
- BROWN, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO Forestry Paper 134, FAO, Rome.
- BROWN, S., AND A.E. LUGO. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161-187.
- _____. 1985. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forestry Research* 16: 390-394.
- CLARK, D. A., S. BROWN, D. W. KICKLIGHTER, J. Q. CHAMBERS, J. R. THOMLINSON, J. NI, AND E. HOLLAND. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11 (2): 371 – 384.
- CLARK, D.B., AND D. A. CLARK. 2000. Landscape – scale variation in forests structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 137: 185 – 198.
- COLORADO, G. J. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea para los árboles de los bosques secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (en preparación).
- DEL VALLE, J. I. 2001a. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina en bosques pantanosos, Colombia. Sometido a la Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.
- DEL VALLE, J. I. 2001b. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. Sometido a *Biotropica*.
- DUIVENVOORDEN, J. F., AND J. M. LIPS. 1995. A land ecological study of soil, vegetation and plant diversity in colombian Amazonia. *Tropenbos, Wageningen*.
- FINEGAN, B. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques secundarios en zonas húmedas del trópico americano, recuperación de la biodiversidad y producción sostenible de madera. *In* V. Carazo y I. B. Zapata (Eds.). Memorias del Taller Internacional sobre el Estado Actual y Potencial del Manejo y Desarrollo del Bosque Secundario Tropical en América Latina, pp. 106 – 119. TCA, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú.
- FONTAINE, R. G., A. GÓMEZ – POMPA, AND B. LUDLOW. 1978. Secondary successions *In* Unesco/UNEP/FAO (Eds.). *Tropical Forest Ecosystems: A State – of – Knowledge Report*, pp. 216 – 232. Unesco – UNEP, París.
- GALEANO, P. E. 1995. Ecuaciones de biomasa de los bosques de Guandal: informe técnico. Programa de Investigación, Proyecto Bosques de Guandal PNUD/Col/89/011. Convenio Universidad Nacional – PNUD – Corponariño, Medellín.
- HASHIMOTO, T., K. KOJIMA, T. TANGE, AND S. SASAKI. 2000. Changes in carbon storage in fallow forests in tropical lowland of Borneo. *Forest Ecology and Management* 126: 231-337.
- HERRERA, M. A. 2000. Biomasa de la vegetación herbácea y leñosa pequeña y necromasa en bosques primarios y secundarios. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades N° 7, pp. 103 – 118. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- HOUGHTON, G., J. G. JENKINS, AND J. J. EPHRAIM. 1990. *Climate change: the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HUGHES, R. F., J. F. KAUFFMAN, AND V. JARAMILLO. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology* 80: 1892-1907.
- IPCC. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*. <http://www.grida.no/climate/ipcc/emission/index.htm>.
- KOECHLIN, J. 1979. Phenology and primary production. *In* Unesco (Ed.). *Tropical Grazing Land Ecosystems*, pp. 118-145. Unesco/UNEP/FAO, París.
- LARA, W. 2000. Carbono orgánico en suelos de rastrojos, bosques secundarios y bosques primarios. *In* S. Orrego y J.I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades No. 7, pp.120-137. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- MACDICKEN, K.G. 1997. *A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects*. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington.
- MÁRQUEZ, L., AND A. ROY. 2000. Elementos técnicos para inventarios de carbono en uso del suelo. Fundación Solar, Guatemala.

- MÜLLER, E., y M. SOLIS. 1997. Estudios de caso: los bosques secundarios de Costa Rica. *In* V. Carazo y I. B. Zapata (Eds.). Memorias del Taller Internacional sobre el Estado Actual y Potencial del Manejo y Desarrollo del Bosque Secundario Tropical en América Latina, pp. 119 – 158. TCA, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú.
- NEWBOULD, P. J. 1967. Methods for estimating the primary production of forests. International Biological Program, Oxford.
- ORREGO, S. A., L. F. JARAMILLO, y L. M. LOAIZA. 1998. Venta de servicios ambientales: posibilidades y limitaciones para el departamento del Chocó. Fundación Espavé e Instituto de Investigaciones del Pacífico, Quibdó, Colombia.
- ORTÍZ, R. 1997. Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation activities to reduce atmospheric CO₂. Beijer Seminar, Punta Leona, Costa Rica, November 1997, 18 p.
- PHILLIPS, O. L., Y. MALHI, N. HIGUCHI, W. F. LAURANCE, P. V. NÚÑEZ, R. M. VÁSQUEZ, S. G. LAURANCE, L. V. FERREIRO, M. STERN, S. BROWN, AND J. GRACE. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long – term plots. *Science* 282: 439 – 442.
- PREBBLE, C. 1998. Cambios climáticos: el factor bosque. *Actualidad Forestal Tropical* 6: 2-5.
- PROCTOR, J. 1983. Tropical forest litterfall I. Problems of data comparison. *In* S. L. Sutton, T. C. Whitmore, and A. C. Chadwick (Eds.). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*, pp. 267-273. Blackwell Scientific, Oxford.
- ROSENZWEIG, C., AND D. HILLEL. 2000. Soils and global climate change: challenges and opportunities. *Soil Science* 165 (1): 47 – 56.
- SALDARRIAGA, J. G. 1994. Recuperación de la selva de “Tierra Firme” en el alto río Negro Amazonia Colombiana – Venezolana. Tropenbos, Colombia. Estudios en la Amazonia Colombiana, Santafé de Bogotá.
- SÁNCHEZ, P. 1976. Properties and management of soils in the tropics. Wiley & Sons, New York.
- SATOO, T., AND H. A. I. MADGWICK. 1982. Forest biomass. Martinus Nijhoff/Dr. Junk Publisher. The Hague.
- SIERRA, C. 2001. Biomasa radical de los bosques secundarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (en preparación).
- SIERRA, C. A., Y HERNÁNDEZ, P. A. 2000. Biomasa de raíces gruesas en árboles del bosque secundario. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación del CO₂. Informe de Actividades N° 7, pp. 81 – 101. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- SIPS, P. 1997. Management of secondary rain forests in Latin America. *In* V. Carazo y J. B. Zapata (Eds.). Memorias del Taller Internacional sobre el Estado Actual y Potencial de Manejo y Desarrollo del Bosque Secundario Tropical en América Latina, pp. 230 – 272. TCA, Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú.
- ZAPATA, M. 2000. Ecuaciones de biomasa aérea para bosques primarios. *In* S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación de CO₂, pp. 48-79. Empresas Públicas de Medellín E.S.P. – Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- ZAPATA, M. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea para los bosques primarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín (en preparación).

Evaluación de los Efectos del Uso de la Tierra sobre el Contenido y Flujos de Carbono en los Llanos del Orinoco

Jose J. San José¹; Rubén A. Montes²

Abstract

Evaluation of land use on carbon stocks and fluxes across the Orinoco Llanos

Across the physiognomic types of the Orinoco llanos, periodic inventories and changes in land-use between 1982 - 1992 are estimated. Results indicate that the area under pastures and forest plantations is increased by $0.005337 \times 10^6 \text{ km}^2$, whilst reducing the area of croplands by $0.000119 \times 10^6 \text{ km}^2$. This is a net increase of $0.005218 \times 10^6 \text{ km}^2$. The gross carbon release is 174.66 Tg C per year to the atmosphere and transferring from cultivated and native vegetation to wood products (1.62 Tg C per year) and slash (1.18 Tg C per year). The processes of land preparation contribute 1.40 Tg C per year to the atmosphere. From the tree savannas, woodlands and forests 0.73 Tg C per year are estimated to have been transferred to the soil following clearance and burning over this period, and 1.05 Tg C per year from herbaceous savannas when were buried and decomposed at 0.84 Tg C per year. The estimate of carbon balance here by inventories and changes in land-use approach indicates that the Orinoco llanos is a sink of -17.53 Tg C per year. The carbon turnover time in the Orinoco system is 68 years, which provide a limited route for carbon sequestration. The calculated potential of the Orinoco llanos for storing carbon is 8300 Tg C. Ecological options to achieve this potential value are addressed. However, nutrient deficiency and seasonal water supply are serious drawbacks to take into account for increasing carbon accretion. These results are particular for the Orinoco llanos, even though described processes could be similar to world-wide savannas, where a gradient exist of carbon heterogeneity exists.

Introducción

Los sistemas árbol - gramínea cubren veinte a treinta por ciento de la superficie de la tierra (Scholes y Hall, 1996), donde los árboles son los componentes predominantes en sabanas y gramíneas de estepas. La inmensa área de estas sabanas sugiere una contribución significativa a los flujos gaseosos y la economía del carbono global. Los flujos pueden acumular hasta 500 Tg C, cantidad que puede coadyuvar con el ineficaz sumidero global de carbono (Scurlock y Hall, 1998). En relación a la existencia de materia orgánica en el suelo, los pastizales representan una fuente de carbono de 200

- 300 Pg C (Scurlock y Hall, 1998), con una gama de 10 a 30 por ciento del sumidero global de carbono (Eswaran et al., 1993).

Las extensas áreas ocupadas por sabanas, incluyen una amplia gama de tipos fisionómicos que ocurren bajo diferentes características climáticas de tierras, sometidas a un nivel variante de interferencia humana. Sin embargo, el efecto de la heterogeneidad de sabanas sobre la economía del carbono global ha sido escasamente considerado. Actualmente, la presión humana sobre los recursos de la sabana, a través de los efectos del fuego, ganadería, prácticas agrícolas y la

¹Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Apartado 21827, Caracas 1020-A, Venezuela. E-mail: jsanjose@oikos.ivic.ve

²Departamento de Estudios Ambientales, Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080-A, Venezuela. E-mail: rmontes@oikos.ivic.ve

extracción de recursos ocurren en asociación con una densidad de población sobre 24 personas por km² (Weiner, 1979). El impacto del uso de las sabanas y bosques ha resultado en una degradación significativa de la vegetación y el suelo, con una pérdida neta de carbono de los ecosistemas a la atmósfera, y por consiguiente, en muchos casos en la desertificación.

Existe una controversia acerca del papel de las sabanas como fuentes o sumideros de carbono en la economía global del carbono. Un análisis basado en el cambio del uso de la tierra indicó que las sabanas son una fuente de carbono (Houghton, 1995); sin embargo, Parton et al. (1995) y Scurlock y Hall (1998) han estimado que las sabanas del mundo pueden secuestrar hasta 500 Tg C de carbono por año. Estas estimaciones se basan en diferentes propuestas metodológicas. Las proposiciones apoyadas en el cambio del uso de la tierra esta dirigida a una porción del flujo neto de carbono, mientras que la evaluación de inventarios de vegetación representa un acercamiento complementario, el cual incluye los cambios inadvertidos (Houghton, 1995).

El objetivo del presente trabajo es inventariar las reservas de carbono en las vegetaciones del Orinoco y evaluar hasta que punto las prácticas desarrolladas están afectando los sumideros y flujos del carbono en esta cuenca heterogénea. Estos resultados pueden ayudar a aumentar nuestra comprensión del equilibrio de carbono neto en estos pastizales y manejar el cambio global previsto.

1. - Materiales y métodos

1.1. - En la estimación de las fuentes y flujos de carbono en las vegetaciones nativas y cultivadas

El análisis es basado en los tipos fisionómicos de las vegetaciones nativas y cultivadas encontradas en los llanos del Orinoco (0.39 x 106 km²), las cuales incluye: a) la región norte delimitada por el sistema de la costa caribeña (8° 56' N; 67° 25' W) y el río Orinoco (7° 46' N; 64° 25' W) y b) la región occidental, localizada entre las latitudes 3° y 6° N, al este de la cordillera andina, y entre las latitudes 71° y 68° W en el margen occidental del río Orinoco. Los suelos son Oxisols y Ultisols, de acuerdo con el U.S. Soil Taxonomy System. En este trabajo se incluyen los inventarios de vegetación y los cambios en el uso de la tierra. Así, se agruparon los tipos fisiológicos de la vegetación nativa en cuatro clases del dosel. Estas clases fueron: a) las sabanas herbáceas con menos del 10 por ciento cubierto de árbol, y representadas por

veintiún sitios (n = 21), b) sabanas arboladas con 10 - 50 por ciento cubierto por plantas leñosas y una capa de graminea desarrollada (n = 13), c) los bosquetes con 50 - 100 por ciento cubierto de árbol y una capa del graminaceous esparcido (n = 6) y d) los bosques semi-decuidos con 100 por ciento cubierto de árbol (n = 5). Para cada tipo fisionómico, la selección del sitio fue basada en un estudio que incluyó la heterogeneidad del paisaje. Esto comprende mesetas disectadas, eólicas y conservadas así como llanuras colluviales - aluviales que se formaron de los materiales de detritos acumulados durante las primeras etapas del Pleistoceno, en una formación geológica conocida como Mesa. Se seleccionaron las unidades del paisaje con base a mapas, fotografías aéreas y viajes de campo a través de la cuenca del Orinoco. Además de la vegetación nativa, se analizaron los sistemas modificados por actividades humanas. Para cada grupo fisionómico, se evaluaron desde 1982 hasta 1992, las tasas de cambios del uso de la tierra siguiendo las variaciones inducidas por la actividad humana, relacionadas con el aclareo de la vegetación nativa para el establecimiento de pastizales, cultivos y plantaciones forestales. También, se evaluaron los cambios dinámicos de cultivos a pastizales y de pastizales a vegetación nativa (re-crecimiento) durante el mismo periodo.

1.2. - Cambios en las comunidades nativas debido al uso de la tierra

Los cambios en el uso de la tierra entre 1982 y 1992 fue evaluado haciendo uso de imágenes del satélite de LANDSAT (Escáner Multi-espectral y Mapper Temático). Estas imágenes han sido usadas para elaborar mapas de vegetación y definir los sistemas agrícolas de Venezuela y Colombia. La información cartográfica resultante fue corroborada por viajes de campo a través de los llanos del Orinoco.

1.3. - Inventarios temporales de vegetación nativa

En cada sitio de estudio, se estimó el contenido de carbono y su fluctuación a partir de los inventarios de vegetación nativa, incluyendo el efecto del fuego y la ganadería. Se cuantificó la cantidad de carbono liberado por la vegetación nativa hacia la atmósfera, a través de: a) la quema, b) materiales de la combustión de la vegetación y c) la descomposición. Se calculó el flujo neto de carbono como la suma de estos valores menos el carbono absorbido por la vegetación nativa. Los valores negativos representan la pérdida de carbono hacia la atmósfera. La tasa de renovación de carbono es

considerada como la proporción del intercambio de carbono neto anual y su contenido en el sistema.

2. - Resultados, discusión y conclusiones

Las dos propuestas (los inventarios periódicos y cambios del uso de la tierra) indicaron que el sistema del Orinoco actúa como un sumidero de carbono ($-17.53 \text{ Tg C yr}^{-1}$). La liberación más importante debido a las emisiones totales fue de $174.66 \text{ Tg C yr}^{-1}$, mientras que la absorción más significativa por la vegetación nativa y cultivada fue de $-190.40 \text{ Tg C yr}^{-1}$, la vegetación de bosques recuperados incorporó $-0.23 \text{ Tg C yr}^{-1}$, la reforestación $-1.43 \text{ Tg C yr}^{-1}$ y el aumento del carbono edáfico fue de $-0.13 \text{ Tg C yr}^{-1}$. El total representa $192.19 \text{ Tg C yr}^{-1}$. La absorción de carbono fue 1.10 veces más alta que la liberación de carbono. Estos resultados de intercambio del carbono corroboran las medidas micrometeorológicas realizadas en las sabanas del Orinoco (San José et al. del et., 1991). A nivel mundial las sabanas han sido consideradas como un sumidero de carbono moderado en gamas de 500 a 2,000 Tg C yr^{-1} (Parton et al., 1995, Scholes y Hall, 1996, Scurlock y Hall, 1998). Por consiguiente, la incorporación de carbono por los llanos del Orinoco fue de 0.8 - 3.5 por ciento con relación a las estimaciones globales para las sabanas y pastizales.

Aunque el sistema del Orinoco es un sumidero de carbono moderado y la principal fuente de carbono en los trópicos es el área boscosa, el impacto por el fuego y las prácticas agrícolas en los llanos del Orinoco ha conducido a la emisión de gases de efecto invernadero, reducción en la biodiversidad y la degradación del suelo. La heterogeneidad en la distribución del carbono en los llanos del Orinoco ha ido aumentando bajo las actividades actuales de manejo. En las áreas cultivadas, el reemplazo de vegetación nativa ha llevado a una disminución en el contenido de carbono en el suelo durante un periodo unos pocos años. Esta tendencia sería reversible protegiendo el sistema de sabana, lo cual permitiría el almacenamiento de carbono en el suelo y en la biomasa. Se ha calculado que el volumen del carbono en una sabana protegida podría aumentar de 7,081 a 21,411 g C m^{-2} en 51 años (San José et al. del et., 1998a). Si el área cubierta por los llanos del Orinoco ($0.39 \times 10^6 \text{ km}^2$) en el norte de América del Sur se comporta de la misma manera como la vegetación protegida, entonces el secuestro de carbono por los bosques restaurados sería de 8,300 Tg C . Esta cantidad representa el potencial para almacenar carbono en los llanos del Orinoco. Sin embargo, el contenido actual del carbono ($1,204.17 \text{ Tg C}$) es 14.5 por

ciento de la capacidad calculada para el secuestro del carbono. Esta diferencia podría ser debida principalmente a las emisiones del carbono, a través del efecto del fuego en la vegetación nativa y los cambios en el uso de la tierra. Fisher et al. (1994) ha calculado un sumidero de carbono para las tierras de pastoreo en Sudamérica ($2.5 \times 10^6 \text{ km}^2$) que va desde 100 a 500 Tg C yr^{-1} . Scholes y Hall (1996) han calculado un potencial para el secuestro de carbono en las sabanas del mundo de 94,300 Tg C .

El tiempo de recuperación del carbono en el sistema del Orinoco es de 68 años ($-17.53 \text{ Tg C yr}^{-1} / 1,204.17 \text{ Tg C} = 0.014 \text{ yr}^{-1}$) y por consiguiente, la cuenca provee un sumidero limitado de secuestro de CO_2 . Particularmente, el valor en el compartimento del suelo ($19.01 \text{ Tg C yr}^{-1} / 1,010.11 \text{ Tg C} = 0.018 \text{ yr}^{-1}$) es un término más corto de tiempo (53 años) lo cual concuerda con los datos del Harrison et al. (1990) y Lobo et al. (1990). Ellos encontraron que el tiempo de recuperación de la materia orgánica incrementa con la profundidad del suelo y los valores fueron de 15 a 40 años en los primeros 0.10 m de la superficie y más de 100 años a una profundidad de aproximadamente 0.25 m. Batjes y Sombroek (1997) han reportado un tiempo medio de recuperación de la materia orgánica del suelo de 22 a 5,000 años. El tiempo de recuperación del suelo está relacionado con la capacidad de secuestro de CO_2 como lo muestran Tiessen et al. (1982), Tiessen et al. (1992), Trumbore et al. (1996), Bird et al. (1996) y Batjes y Sombroek (1997). Por consiguiente, la magnitud del tiempo de recuperación en los suelos del Orinoco indica que existe la capacidad para el secuestro de carbono en un plazo relativamente corto.

En los llanos del Orinoco, las emisiones del carbono atmosférico han aumentando progresivamente debido a los cambios bruscos en el uso de la tierra que han ocurrido como resultado del sobrepastoreo, quemadas frecuentes y extensas y la conversión de vegetación nativa a cultivada. Por otro lado, la capacidad del sumidero de la vegetación del Orinoco está limitada por condiciones climáticas, tipo, pH, minerales y drenaje del suelo (San José et al., 1998b). Estos hallazgos se comparan favorablemente para otros sistemas (Jones, 1973; Franzmeier et al., 1985; Tate, 1992; Eswaran et al., 1993; Mausbach y Spivey, 1994; Anger y Carter, 1996; Carter, 1996; Carter et al., 1997), donde existen limitaciones serias para incrementar la eficiencia en el uso del agua. Por lo tanto, es necesario identificar las prácticas de manejo que pueden fomentar el secuestro del carbono, así como mitigar las pérdidas de carbono. Follett (1993), Kern (1994), Carter y Hall (1995), Nilsson y Schopfhauser (1995) y Houghton et al. (1993) han propuesto opciones para el secuestro de carbono. Particularmente, en los llanos del

Orinoco, las prácticas de manejo para la conservación de CO₂ podrían mejorarse usando sistemas agroforestales y agrosilvopastorales (Laarman y Sedjo, 1992; Polley et al., 1997) En suelos ácidos y oligotróficos, las estrategias deberían ser basadas en la combinación de pastizales, forrajeras/leguminosas y árboles. Los componentes leñosos podrían modificar las tasas y patrones de secuestro del carbono (Sedjo, 1983,; McPherson et al., 1993; Belsky et al., 1989), concentración de nutrimentos y almacenamiento de agua (Belsky et al., 1993; Schlesinger et al., 1990; Joffre y Rambal, 1993,; Stock et al., 1995); así como reducir la erosión del suelo (Castaño y Lugo, 1984), proteger la biodiversidad (Sedjo, 1983) y mejorar el microclima (Belsky et al., 1993). Por consiguiente el secuestro del carbono puede ser logrado por el manejo adecuado, sin embargo, es necesario tomar en cuenta la capacidad y estructura socio - económica de la región (San José, 1995).

Referencias

- Angers, D.A., Carter, M.R., 1996. Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. In: Carter, M.R., Stewart, B. A., (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton. Florida. pp. 193-211.
- Batjes, N.H., Sombroek, W.G., 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology* 3, 161 - 173.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J., Ali, A.R., Mwangi, S.M., 1989. The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *J. Appl. Ecol.* 26, 1005 - 1024.
- Belsky, A.J., Mwangi, S.M., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Ali, A.R., 1993. Comparative effects of isolated tree on their under canopy environments in high- and low-rainfall savannas. *J. Appl. Ecol.* 30, 143 - 155.
- Bird, M.I., Civas, A.R., Head, J., 1996. A latitudinal gradient in carbon turnover times in forest soils. *Nature* 381, 143 - 146.
- Brown, A., Lugo, A., 1984. Biomass of tropical forest: A new estimate based on forest volume. *Science* 223, 1290 - 1293.
- Carter, M.R., 1996. Analysis of soil organic storage in agroecosystems. In: Carter, M.R., Stewart, B.A., (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton. Florida, pp. 3 - 11.
- Carter, M.R., Hall, D.O., 1995. Management of carbon sequestration in terrestrial ecosystems. In: Beran, M., (Ed.), *Prospects for Carbon Sequestration in the Biosphere*. NATO ASI, Springer, Berlin. pp. 227 - 238.
- Carter, M.R., Angers, D.A., Gregorich, E.G., Bolindes, M.A., 1997. Organic carbon and nitrogen stocks and storage profiles in cool, humid soils of eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.* 77, 205 - 210.
- Eswaran, H., van der Berg E., Reich, P., 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Soc. Amer. J.* 57, 192-194.
- Fisher, M.J., Rao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J. Thomas, Vera, R.R., 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 37, 236 - 238.
- Follett, R.F., 1993. Global climate change. *U.S. Agriculture and Carbon Dioxide*. *J. Prod. Agric.* 6, 181-190.
- Franzmeier, D.P., Lemme, G.D., Miles, R.J., 1985. Organic carbon in soils of north Central United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 702-708.
- Harrison, A.F., Harkness, D.D., Bacon, P.J., 1990. The use of bomb ¹⁴C for studying organic matter matter and N and P dynamics in a woodland soil. In: Harrison, A.F., Ineson, P., Heal, O.W., (Eds.), *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field Methods, Applications and Interpretation*. Elsevier, Barking. pp. 246-258.
- Houghton, R.A., Unruh, J., Lefebvre, P.A., 1993. Current land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon. *Global Biogeochem. Cycles* 7, 305 - 320.
- Houghton, R.A., 1995. Effects of land-use change, surface temperature, and CO₂ concentration on terrestrial store of carbon. In: Woodwell, G.M., Mackenzie, G.T., (Eds.), *Biotic Feedbacks in the Global Climate System: will the warming speed the warming?* Oxford University Press, New York, pp. 333 - 350.
- Joffre, R., Rambal, S., 1993. How tree cover influences the water balance of Mediterranean rangeland. *Ecology* 74, 570 - 582.
- Jones, M.J., 1973. The organic matter content of the savanna soils of western Africa. *J. Soil Sci.* 24, 42 - 53.
- Kern, J.S., 1994. Spatial patterns of soil organic carbon in the contiguous United States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 439 - 455.
- Laarman, J., Sedjo, R.A., 1992. *Global forests, issues for six billion people*. McGraw-Hill. New York. 337 p.
- Lobo, P.F.S., Barrera, D.S., Silva, L.F., Flexor, J.M., 1990. Carbon isotopes on the profile of characteristics soils of the south of the state of Bahia, Brazil. *R. Bras. Cienc. Soil.* 4, 74 - 82.

- McPherson, G.R., Boutton, T.W., Midwood, A.J., 1993. Stable carbon isotope analysis of soil organic matter illustrates vegetation change at the grassland/woodland boundary in Southeastern Arizona, USA. *Oecologia* 93, 95 - 101.
- Mausbach, M.J., Spivey, L.D., 1994. Significance of two soil components of the pedosphere as carbon sinks. In: Rounsevell, M.D., Loveland, P.J., (Eds.), *Soil Responses to Climatic Change*. NATO ASI Series, Vol 23, Springer, Berlin, pp. 229 - 230.
- Nilsson, S., Schopfhauser, W., 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Climatic Change* 30, 267 - 293.
- Parton, W.J., Scurlock, J.M., Ojima, D.S., Schimel, D.S., Hall, D.O., Group members SCOPE GRAM., 1995. Impact of climate change on grassland production and soil carbon worldwide. *Global Chang. Biol.* 1, 13 - 22.
- Polley, H.W., Johson, H.B., Mayeux, H.S., 1997. Leaf physiology, production, water use and nitrogen dynamics of the grassland invader *Acacia smallii* at elevated CO₂ concentration. *Tree Physiol.* 17, 89 - 96.
- San Jose, J.J., Montes, R., Nikonova-Crespo, N., 1991. Carbon dioxide and ammonia exchange in the *Trachypogon* savannas of the Orinoco llanos. *Ann. Bot.* 68, 321 - 328.
- San Jose, J.J., 1995. Environmentally sustainable use of the Orinoco savannas. *Scientia Guaianae* 5, 175 - 194.
- San Jose, J.J., Montes, R., Fariñas, M.R., 1998a. Carbon stocks and fluxes in a temporal scaling from savanna to a semideciduous forest. *Forest Ecol. Manag.* 105, 251 - 262.
- San Jose, J.J., Montes, R., Mazorra, M.A., 1998b. The nature of savanna heterogeneity in the Orinoco Basin. *Global Ecol. Biogeo. Letters* 7, 441 - 455.
- Schlesinger, W.H., Reynold, J.F., Cunningham, G.L., Huennaka, L.F., Jarrell, W.M., Virginia, R.A.S., Whiford, W.G., 1990. Biological feedback in global desertification. *Science* 247, 11043-1048.
- Scholes, R.J., Hall, D.O., 1996. The carbon budget of tropical savannas, woodlands and grasslands. In: Breymeyer, A.I., Hall, D., Melillo, J.M., Agren, G.I., (Eds.), *Global Change: Effects on Coniferous Forest and Grasslands SCOPE*. John Wiley and Sons. New York, pp. 69 - 100.
- Scurlock, J.M.O., Hall, D.O., 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biol.* 4, 229 - 233
- Sedjo, R.A., 1983. *The Comparative Economics of Plantation Forestry: A global Assessment*. Resources for the Future. John Hopkins University Press. Baltimore. MD USA.
- Stock, W.D., Wienand, K.T., Baker, A.C., 1995. Impacts of invading N₂-fixing *Acacia* species on patterns of nutrient cycling in two Cape ecosystems: evidence from soil incubation studies and ¹⁵N natural abundance values. *Oecologia*. 101, 375 - 282.
- Tate, K.R., 1992. Assessment, based on a climosequence of soils in tussock grasslands of soil carbon storage and release in response to global warming. *J. Soil Sci.* 43, 697 - 707.
- Tiessen, H., Steward, J.W., Bettany, J.R., 1982. Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen and phosphorous in grassland soils. *Agron. J.* 74, 831 - 835.
- Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Amundson, R., 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science* 272, 393 - 396.
- Weiner, J.S., 1979. Human biology. In: *Tropical Grazing Land Ecosystem*, UNESCO, Paris, 655 pp.

Balance de Carbono en Suelos Arenosos con Plantaciones de *Pinus radiata*, en Chile Central¹

Juan E. Schlatter y Víctor Gerding

*Instituto de Silvicultura, Universidad Austral de Chile
Valdivia, Chile*

jschlatt@uach.cl vgerding@uach.cl

Resumen

El balance del carbono en ecosistemas forestales es posible de analizar en los suelos arenosos con independencia de una serie de complejas interrelaciones, características de la mayoría de los suelos. Los suelos arenosos destacan en Chile como dunas en el litoral y como sedimentos aluviales en el gran cono aluvial del río Laja, VIII Región. En siete de estos sitios con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don se efectuaron inventarios de carbono, considerando la biomasa aérea de la plantación (copa y fuste), el mantillo y el suelo (hasta 120 cm de profundidad). Para homogeneizar la edad de los rodales muestreados (17 – 33 años) se estimaron los inventarios de la biomasa para una edad constante de 25 años, a partir de los respectivos incrementos medios anuales.

En los suelos arenosos recientes (dunas litorales) se observó una gradiente de acumulación de carbono dependiente de la edad de la plantación. Bajo el bosque de mayor edad (33 años) se presentó más carbono en el suelo, con respecto al suelo del rodal de menor edad (19 años): 6,8 y 1,1 t/ha, respectivamente, principalmente debido a lo reciente del sustrato en este último. En ambos rodales la tasa promedio anual de acumulación de carbono en el vuelo (copa + fuste) fue de 3,7 t/ha.

En suelos de arenas más antiguas (sedimentos aluviales), el gradiente de acumulación de carbono se observó en relación con la textura y el régimen de humedad (rango de 3,5 a 9,3 t/ha·año de carbono en el vuelo). En suelos de textura más fina se produjo mayor cantidad de biomasa aérea y se encontró mayor acumulación de carbono en el suelo. Lo mismo ocurrió con una mayor oferta de humedad en el suelo; en un suelo de textura gruesa, pero con buen abastecimiento de agua, se alcanzó a 6,6 t/ha·año de acumulación de carbono en el vuelo. La edad de las plantaciones (17 – 28 años) tuvo menor relación con la acumulación de carbono en estos suelos (61 – 547 t/ha de carbono en el suelo).

Los sitios de arenas más recientes y los de texturas más gruesas y secos, son más susceptibles a las pérdidas de carbono por efectos de las cosechas y el tipo de preparación del terreno de plantación (quemadas, trituración), que aquellos sitios con suelos más finos y/o más húmedos, debiéndose prever en ellos sistemas de establecimiento alternativos, como por ejemplo la regeneración natural. El carbono de la biomasa (vuelo + mantillo) representó sobre un 75 % de todo el carbono en el ecosistema en sitios con suelos jóvenes de arena, entre 50-60 % en sitios con suelos más antiguos y de textura gruesa y entre 30-50 % en suelos de textura más fina.

¹ Trabajo realizado en el marco del proyecto DID-S-9628 de la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Austral de Chile.

Introducción

La acumulación de carbono en ecosistemas terrestres ha sido considerada una de las medidas que permiten mitigar al aumento del carbono en la atmósfera como CO₂ causado principalmente por la quema de combustibles fósiles. Entre estos ecosistemas deben nombrarse las plantaciones forestales, que crecientemente son utilizadas para aumentar la producción forestal y que de paso sirven de acumuladoras de carbono.

Las plantaciones forestales pueden ser ecosistemas acumuladores de carbono, siempre y cuando los sistemas de manejo favorezcan la permanencia de la materia orgánica en el sitio.

Sin embargo, la mayoría de las plantaciones forestales ejercen un efecto contrario, es decir disminuyen la cantidad de materia orgánica del suelo debido a las prácticas de preparación del suelo durante su implantación y al tipo de cosecha que en ellas predomina: la tala rasa. Esta forma de cosecha prácticamente obliga a la aplicación de una quema de los desechos que como consecuencia de una tala de ese tipo quedan en grandes cantidades en el lugar, dificultando el acceso y la plantación posterior. Además constituyen un serio riesgo de incendios. La extracción de mayor cantidad de biomasa del sitio también es una posibilidad para disminuir los volúmenes de desecho, pero eso implica una pérdida de materia orgánica y carbono para el sitio. A esto se agrega que el suelo permanece expuesto a la radiación solar, por lo tanto al secamiento y una mayor tasa de descomposición de la materia orgánica. Finalmente, como consecuencia de todo lo anterior, el nivel de materia orgánica disminuye en el sitio (Sands, 1982; Feller, Kimmins y Scoullar, 1982; Francke, 1991). Sin embargo, existen alternativas de manejo que permiten que esta tendencia sea distinta, es decir, que permitan acumular materia orgánica o al menos mantenerla en el sitio.

El presente trabajo efectúa un análisis del balance del carbono en suelos arenosos, naturalmente de poca acumulación de materia orgánica, y por lo tanto sitios en que es posible lograr un aumento de ella. Los suelos arenosos son menos complejos que los suelos francos y arcillosos y permiten efectuar este análisis con

independencia de las complicadas interrelaciones que caracterizan a los suelos de textura fina. El inventario de la biomasa en sitios de arenas (dunas litorales y arenas continentales) con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile Centro, serán el objeto que permita a través de este análisis evaluar la tasa de acumulación de carbono y proponer la forma de manejo forestal que logre aumentar su cantidad en el sitio.

Material y Método

Origen de los datos

Los datos provienen de una serie de estudios anteriores que comprende plantaciones adultas de *P. radiata*, abarcando la principal zona de distribución de esta especie en Chile (33 - 41 S) (Delmastro et al., 1981; Peters et al., 1985; Schlatter, 1986; Gerding, 1991; Ruiz, 1997; Edwards, 1997; Arancibia, 1999; Pavéz, 1999). En tales trabajos se describe detalladamente la metodología

Cuadro 1. Identificación y ubicación de los sitios.

Sitio	Elevación (m s.n.m.)	Latitud sur	Longitud oeste	Región
Chanco-1	15	35°43'	72°34'	VII
Chanco-2	10	35°43'	72°34'	VII
Dañicalqui	170	37°04'	72°09'	VIII
Cholguán	230	37°10'	72°05'	VIII
Laja	110	37°14'	72°26'	VIII
Tres Pinos	95	37°20'	72°40'	VIII
Canteras	280	37°21'	72°00'	VIII

empleada en la obtención de datos. Para el actual trabajo se presenta, a continuación, una síntesis con los principales aspectos metodológicos.

Sitios seleccionados y sus características climáticas

Se seleccionaron siete sitios con suelos de arenas. De ellos, cinco se ubican en la VIII Región y son representativos de los principales suelos del cono aluvial del río Laja. Los otros dos sitios corresponden a dunas litorales de la VII Región (cuadro 1).

El clima en estos sitios (cuadro 2), según Santibáñez y Uribe (1993), se caracteriza por presentar: 840-1.450 mm de precipitación anual, 11,7-13,4 °C de temperatura media anual y 5,3-7,0 meses secos al año. Las dunas litorales de Chanco presentan el clima más seco de los

Cuadro 2. Características climáticas de los sitios.

Sitio	Temperatura anual (°C)			Índice humedad anual (pp/etp)*	Precipitación total anual (mm)	Período seco (meses/año)	Período libre de heladas (días/año)
	media	mínima	máxima				
Chanco-1 y Chanco-2	11,7	8,8	15,8	0,74	840	7,0	365
Dañicalqui y Cholguán	12,6	7,2	19,3	1,05	1.225	5,5	210
Laja y Tres Pinos	13,4	7,7	20,4	0,92	1.093	5,5	235
Canteras	12,2	7,0	18,5	1,29	1.450	5,3	200

*Precipitación anual/evapotranspiración potencial anual.

Fuente: Santibáñez y Uribe (1993)

sitios, pero gracias a su cercanía al mar se moderan su régimen térmico y balance hídrico. El sitio de Canteras, por el contrario, muestra las condiciones más húmedas y más frías. En una situación intermedia se encuentran los otros cuatro sitios, pero Laja y Tres Pinos muestran una condición un poco más seca y más cálida que Dañicalqui y Cholguán.

Rodales

Los rodales en estudio eran de primera rotación y no presentaban ningún tipo de manejo (cuadro 3). Las plantaciones fueron establecidas a un espaciamiento inicial de 2 x 2 m y las características genéticas de las poblaciones eran similares (Delmastro *et al.*, 1981). Los rodales se describieron a través de una parcela cuadrada de 900 m², en la cual se inventariaron todos los árboles. Los rodales presentaron rangos de: 17-33 años de edad, 600-1.644 árboles/ha, 18,3-32,3 m de índice de sitio y 132-470 t/ha de biomasa aérea.

La estimación de la biomasa aérea (vuelo) se efectuó aplicando las funciones de peso verde para árboles adultos, desarrolladas por Peters *et al.* (1985), a la tabla de rodal de cada sitio. Se estimaron con alto grado de confianza los componentes: madera del fuste, corteza del fuste, total de tejidos vivos del árbol y total del árbol. A continuación, de acuerdo con Rodríguez (1989) y Gerding (1991), se estimaron las proporciones de los componentes de la copa: acículas, ramillas, ramas verdes, ramas muertas y conos. De esta manera se aseguró que la suma de los componentes de la copa correspondiera a la diferencia entre el peso total del árbol y el peso del fuste. Las funciones de peso verde de estos componentes de la copa (Peters *et al.*, 1985), fueron desechadas por no lograr una estimación confiable (Prado *et al.*, 1985). Posteriormente, se determinó la materia seca aplicando las relaciones peso seco/peso verde para cada componente según Rodríguez (1989).

Cuadro 3. Características dasométricas de los rodales.

Sitio	Edad (años)	Altura (m)	IS* (m)	Densidad (N/ha)	Área basal (m ² /ha)	Biomasa aérea (kg/ha)
Chanco 1	19	18,5	19,2	1.311	35,8	133.426
Chanco 2	33	24,2	18,3	1.367	53,9	251.146
Dañicalqui	28	35,6	29,1	940	66,4	371.450
Cholguán	18	19,8	21,4	1.300	34,4	132.134
Laja	17	22,9	25,9	1.644	52,9	234.044
Tres Pinos	22	34,8	32,3	984	56,0	362.505
Canteras	25	35,1	30,5	600	71,1	469.896

*Según García (1971)

Cuadro 4. Estratos de profundidad de muestreo del suelo y textura.

Sitio	Profundidad del suelo (cm)			Arena total (%)			Arena fina+Limo+Arcilla (%)		
	p1	p2	p3	p1	p2	p3	p1	p2	p3
Chanco-1	0-7	7-25	25-120	100	100	100	3	5	5
Chanco-2	0-5	5-45	45-120	100	100	100	2	3	5
Dañicalqui	0-8	8-22	22-150	98	98	98	4	4	4
Cholguán	0-21	21-45	45-170	93	99	99	13	1	2
Laja	0-10	10-34	34-150	44	95	99	67	27	6
Tres Pinos	0-8	8-30	30-130	64	33	61	96	98	92
Canteras	0-12	12-40	40-130	84	98	93	35	9	17

A cada componente de la biomasa de los rodales se les determinó la concentración de carbono total (oxidación húmeda, colorimetría). Las cantidades de carbono en cada rodal se calcularon para cada uno de los componentes de la biomasa, como el producto de su materia seca (peso seco) por la concentración del elemento en tal componente.

Suelos

En cada sitio se realizó un reconocimiento del suelo con bastón pedológico en un área de aproximadamente 0,5-1 ha y se describió el perfil del suelo en una calicata representativa (Schlatter *et al.*, 1981). Se tomaron muestras para determinaciones de densidad aparente (método del cilindro, tres repeticiones por estrato muestreado) y de carbono total. Para el análisis químico del primer horizonte se obtuvo una muestra mezcla de cinco puntos distribuidos en el área de reconocimiento. Para las muestras de mayor profundidad, se consideraron tres estratos en la calicata de acuerdo con la morfología del perfil (cuadro 4).

A partir de las concentraciones de carbono en cada estrato de muestreo y las respectivas cantidades de suelo por hectárea (peso seco del suelo), se calcularon las cantidades de carbono de cada suelo.

En el cuadro 4 se presenta el espesor de los estratos del suelo, utilizados como profundidades de muestreo. La profundidad uno (p1) representa el suelo superficial (horizonte A), salvo en el caso de Cholguán donde incluye el segundo horizonte AC. La segunda profundidad (p2) es la que mejor diferencia las dunas de los suelos de arena continental: en dunas corresponde al material de origen sin evolución y en los suelos continentales a una transición del horizonte A al C, presentando incorporación de materia orgánica. La profundidad tres (p3) corresponde al material de origen. La excepción es el suelo en Canteras, donde aparecen

tres capas de sedimentos distintos, que alguna vez estuvieron expuestos a procesos pedogenéticos en la superficie.

Los sitios de Chanco representan los suelos más homogéneos en textura, contienen fundamentalmente arena gruesa. El material fino que presentan está formado principalmente por arena fina y responden a las características de sedimentos eólicos o dunas.

Los sitios de Dañicalqui y Cholguán corresponden a la serie de suelo Coreo, de arenas gruesas. Cholguán presenta entre un 20 – 37 % de grava y en el suelo fino domina la arena gruesa. Sólo el horizonte A tiene una mayor proporción de arena fina y limo. Dañicalqui no presenta proporciones significativas de grava (<3%), pero está formado preponderantemente de arena gruesa.

Laja representa las dunas continentales que los vientos Sur y Oeste devolvieron hacia el continente, luego de haber ocurrido el aluvión del río Laja. En este suelo la proporción de arena fina y limo destaca frente a los suelos anteriores. Especialmente el horizonte A es el de mayor proporción de finos, con alto contenido de limo, en cambio hacia la profundidad el limo disminuye, la arena fina es la que destaca y en el subsuelo domina la arena gruesa (94 %).

Tres Pinos representa suelos sedimentarios, depositados por el río Bío-Bío en sus orillas, como consecuencia del aluvión del Laja. Domina en este suelo el material fino como arena fina y limo.

En Canteras las arenas están mezcladas con cenizas volcánicas. Especialmente destaca por esto el horizonte A, pero también los horizontes más profundos presentan una proporción importante de finos, entre 9 – 17 %, lo que para la retención de agua es fundamental.

Mantillo

El muestreo del mantillo se realizó en los rodales de Chanco, Cholguán y Laja a través de nueve puntos de 0,1 m² cada uno, distribuidos en el área de reconocimiento de suelos. En los rodales de Dañicalqui, Tres Pinos y Canteras se obtuvieron seis puntos con igual procedimiento. En cada una de estas muestras se determinó el peso seco y en tres muestras mezcla, de cada sitio, se efectuó el análisis de carbono total (Delmastro *et al.*, 1981; Schlatter, 1986; Gerding, 1991). La cantidad de carbono en el mantillo se obtuvo como el producto de la masa (peso seco) por la concentración del elemento.

Inventario de Carbono

A partir de las cantidades de carbono del vuelo, del mantillo y del suelo, se elaboraron los respectivos inventarios de este elemento en cada sitio (Gerding, 1991; Ruiz, 1997; Edwards, 1997; Arancibia, 1999; Pavéz, 1999). Para homogeneizar los sitios en relación con la edad de los rodales, se calcularon para una edad de 25 años los inventarios de carbono del vuelo y del mantillo a partir del incremento medio anual de cada componente. En el caso del mantillo se proyectó el peso seco de la materia orgánica, considerando constante su contenido de cenizas.

Como un indicador de la estabilidad de los sitios se calculó el índice de reserva de la vegetación (IRV), según Fassbender y Bornemisza (1987):

$$\text{IRV} = \frac{\text{Reservas en vegetación} + \text{mantillo (kg/ha)}}{\text{Reservas en el suelo mineral (kg/ha)}}$$

Resultados y Discusión

Dinámica de Acumulación de Carbono

La población de sitios con plantaciones de *P. radiata* en arenas permite separar dos situaciones (figura 1), una en que se identifica el efecto de la edad sobre la tasa de acumulación del carbono en el sitio y corresponde a los sitios de Chanco, donde Chanco-1 < Chanco-2. El otro es una secuencia según el grado de retención de humedad en el suelo, en el siguiente orden de menor a mayor humedad: Cholguán < Laja < Canteras < Tres Pinos. Dañicalqui es un caso especial, que es influido por agua freática, fluctuante, y que favorece mucho a los árboles por ese motivo, a pesar de presentar una composición granulométrica gruesa, similar a Cholguán, y por lo tanto poseer una baja capacidad de retención de

agua. Este efecto permite que logre productividad similar al sitio en Laja.

Cholguán, si bien tiene un poco mejor índice de sitio que las dunas de Chanco (cuadro 3), presenta una productividad muy similar a estos (figura 1). Laja aumenta esa productividad casi al doble, gracias a su textura más fina y mejor capacidad de agua aprovechable. Canteras mejora el resultado de Laja, principalmente por presentar más pluviometría anual, ya que su composición granulométrica tiene menor cantidad de finos que Laja. El incremento medio anual en biomasa aérea del rodal de Canteras incluso supera al de Tres Pinos, que tiene la mayor proporción de finos en el suelo, pero que se ubica en un sitio considerablemente más seco (cuadro 2).

El análisis de las características de los sitios favorece el entendimiento de la capacidad de acumulación de carbono en el suelo (cuadro 5). A ello debe agregarse la acumulación de carbono en el mantillo, producto del balance entre la productividad del sitio y el ritmo de descomposición de la materia orgánica. Los sitios más productivos acumulan normalmente más mantillo, por una mayor caída de desechos vía ciclo biogeoquímico. Gerding (1991) obtuvo una buena correlación (0,52 p<0,01), entre el peso seco de la materia orgánica del mantillo y la biomasa del árbol medio del bosque, como mejor variable explicativa en una población de 70 sitios entre Valparaíso y Osorno. Sin embargo, las desviaciones son aún importantes en esa relación.

El sitio con el rodal de mayor edad en Chanco-2 por ejemplo, presenta menor acumulación en el mantillo que Chanco-1. Esto puede explicarse por dos factores: uno es que representa un ecosistema más variado, con sotobosque disperso y posiblemente mejor flora y fauna que la duna más joven de Chanco-1. Por otra parte, la plantación de Chanco-1 presenta una mayor caída de desechos que Chanco-2, debido a diferencias de productividad y vigor (ver biomasa de copas, cuadro 5), posible efecto de la edad. Es decir, el balance producción/descomposición es más equilibrado en Chanco-2, dando origen a una menor acumulación. En los restantes sitios se observa una buena asociación entre productividad de la plantación y acumulación de carbono en el mantillo. En Canteras es proporcionalmente algo menor, posiblemente por una mejor dinámica de descomposición.

La materia orgánica (carbono) acumulada en el suelo presenta dos poblaciones (cuadro 5): las dunas y las arenas continentales. Las dunas son suelos mucho más jóvenes y por ello han acumulado menos. Chanco-1 muestra el suelo más joven, con acumulación sólo en su primer horizonte de 7 cm de espesor. En cambio,

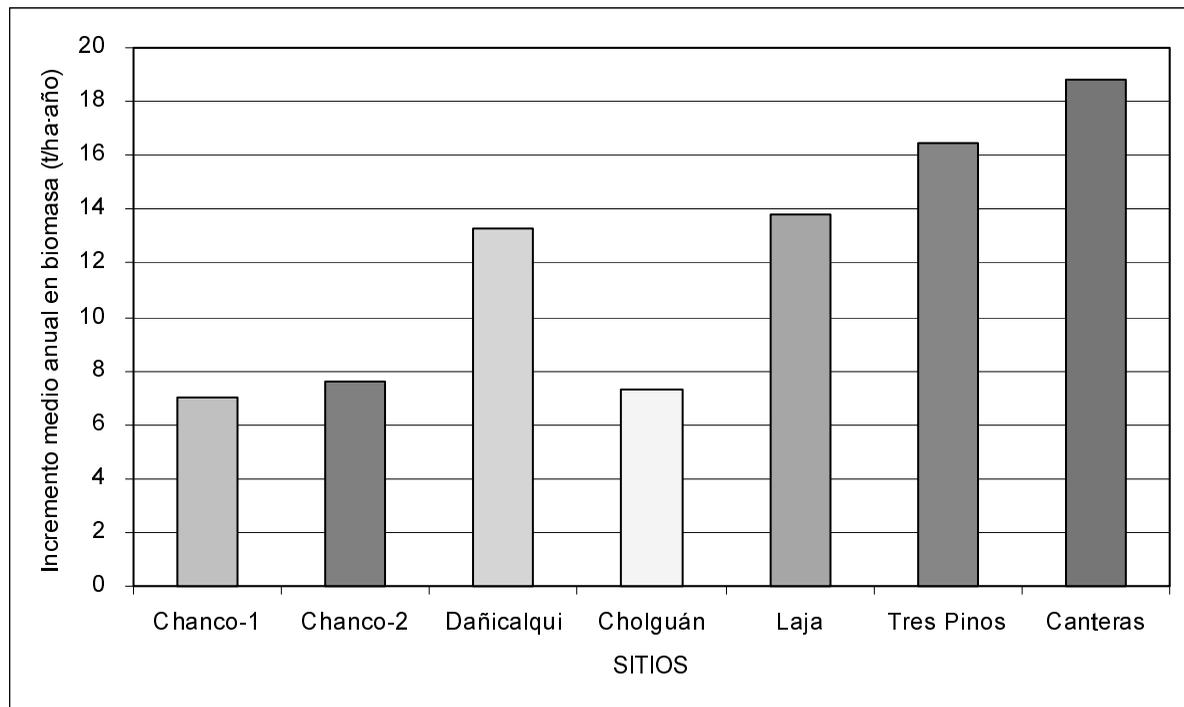


Figura 1. Incremento medio anual en biomasa aérea de los rodales de *Pinus radiata* en siete sitios con suelos arenosos

Cuadro 5. Inventario de carbono (kg/ha) e índice de reserva de la vegetación (IRV) por sitio; rodales de *Pinus radiata* de 25 años y suelo de 120 cm de profundidad

Componente	Chanco-1	Chanco-2	Dañicalqui	Cholguán	Laja	Tres Pinos	Canteras
Copa	38.299	23.818	35.426	30.173	44.428	44.261	36.368
Fuste	53.031	67.689	130.294	58.473	127.524	158.718	197.023
Vuelo	91.330	91.507	165.719	88.646	171.952	202.978	233.391
Mantillo	9.782	6.555	14.724	7.638	15.366	20.207	20.691
Suelo p1	1.071	9.075	53.280	21.017	11.880	12.416	65.664
Suelo p2	0	21.000	16.744	14.880	23.451	66.528	125.216
Suelo p3	0	38.250	53.614	30.996	25.542	152.550	355.680
Suelo	1.071	68.325	123.638	66.893	60.873	231.494	546.560
TOTAL	102.183	166.386	304.081	163.176	248.192	454.679	800.642
IRV de carbono	94,41	1,44	1,46	1,44	3,08	0,96	0,46

Chanco-2 es una duna más antigua y sus 68 t/ha de carbono son producto combinado de una vegetación anterior que estabilizó la duna y luego la plantación de *P. radiata*.

El grupo de las arenas continentales representa suelos más antiguos con un largo historial de acumulación orgánica. Los sitios más secos de Cholguán y Laja presentan la menor acumulación. Laja es un suelo más joven en comparación a Cholguán y eso explica

porque no presenta más acumulación a pesar de su textura más fina. En cambio, Dañicalqui representa un sitio similar a Cholguán en su textura, pero más favorable desde el punto de vista de la oferta de agua, lo que permitió una vegetación más densa y por lo tanto mayor acumulación histórica en el suelo. Lo mismo es válido para Tres Pinos y Canteras, especialmente este último, que representa un sitio de vegetación histórica más exuberante. Tres Pinos es un sitio más seco, que además

Cuadro 6. Distribución (%) del carbono por sitio; rodales de *Pinus radiata* de 25 años y suelo de 120 cm de profundidad.

Componente	Chanco-1	Chanco-2	Dañicalqui	Cholguán	Laja	Tres Pinos	Canteras
Copa	37,5	14,3	11,7	18,5	17,9	9,7	4,5
Fuste	51,9	40,7	42,8	35,8	51,4	34,9	24,6
Vuelo	89,4	55,0	54,5	54,3	69,3	44,6	29,2
Mantillo	9,6	3,9	4,8	4,7	6,2	4,4	2,6
Suelo p1	1,0	5,5	17,5	12,9	4,8	2,7	8,2
Suelo p2	0,0	12,6	5,5	9,1	9,4	14,6	15,6
Suelo p3	0,0	23,0	17,6	19,0	10,3	33,6	44,4
Suelo	1,0	41,1	40,7	41,0	24,5	50,9	68,3
TOTAL	100,0						

Cuadro 7. Tasa promedio (kg/ha·año) de acumulación de carbono en la biomasa de *Pinus radiata* por sitio.

Componente	Chanco-1	Chanco-2	Dañicalqui	Cholguán	Laja	Tres Pinos	Canteras
Copa	1.532	953	1.417	1.207	1.777	1.770	1.455
Fuste	2.121	2.708	5.212	2.339	5.101	6.349	7.881
Vuelo	3.653	3.660	6.629	3.546	6.878	8.119	9.336
Mantillo	391	262	589	306	615	808	828
TOTAL	4.044	3.922	7.218	3.851	7.493	8.927	10.163

tuvo mayor actividad agrícola (viñas) antes de la plantación forestal, lo que explica la menor acumulación en el primer horizonte.

La distribución proporcional que entrega el cuadro 6 muestra que en suelos recientes la acumulación se concentra en el vuelo (vegetación) y en el mantillo, como es el caso de Chanco-1 y Laja (99 y 75,5 %, respectivamente). En suelos más evolucionados la participación del suelo aumenta, logrando proporciones levemente superiores a 40 % en sitios con suelos de arena gruesa o más secos (Chanco-2, Dañicalqui, Cholguán), y entre 50-70 % en sitios con suelos más finos (Tres Pinos, Canteras).

El alto valor del índice de reserva de la vegetación (IRV) en el sitio de la duna más joven en Chanco-1 (cuadro 5), señala claramente su inestabilidad como ecosistema. Laja también presenta un IRV que destaca del resto, indicando que es de estabilidad marginal en el elemento, a diferencia de los demás sitios donde las plantaciones presentaron estabilidad según este indicador (Gerding, 1991).

La tasa promedio de acumulación de carbono en el vuelo y en el mantillo juntos (cuadro 7) muestra que los sitios de Chanco son muy homogéneos. Cholguán, el

sitio con el suelo de textura más gruesa entre las arenas continentales, se acerca a ellos. Laja, por poseer un suelo más fino tiene una tasa de acumulación más alta que Dañicalqui, la que se acerca a Laja por su oferta adicional de agua, pero no por efecto de su textura. Tres Pinos y Canteras, el primero con suelo más fino y el segundo con mayor pluviometría anual, presentan las mayores tasas de acumulación, pero Canteras muestra clara superioridad.

Dinámica causada por las cosechas

La dinámica causada por el efecto de la cosecha y posterior manejo de los residuos se presenta a base de dos casos distintos: Chanco-1, un suelo muy joven que presenta un mínimo de reservas de carbono en el suelo, y Tres Pinos que presenta altas reservas de carbono en el suelo (figura 2).

La cantidad de carbono exportado a través de la cosecha de la madera es el resultado de su productividad y/o acumulación que ha logrado hasta la edad de cosecha. Chanco-1 y Tres Pinos tienen 3 años de diferencia, pero aún así este último es un sitio más productivo y el resultado de la cosecha será, por una

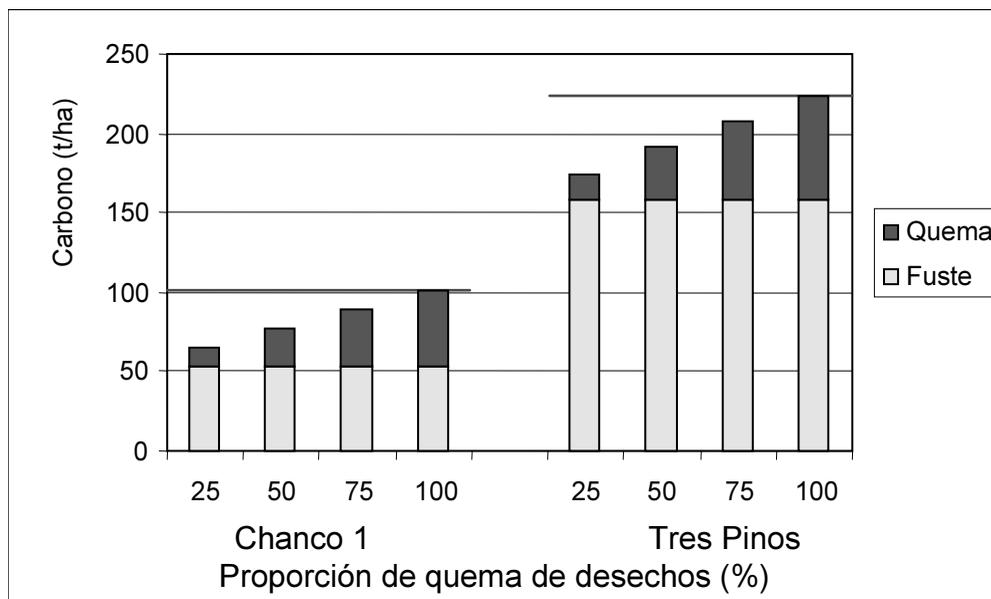


Figura 2. Pérdidas de carbono (t/ha) en dos sitios con suelos arenosos (120 cm de profundidad) y rodales de *Pinus radiata* de 25 años de edad, según la cosecha del fuste y la intensidad de quema de los residuos (copa+mantillo).

parte, una mayor exportación de carbono con los troncos y, por otra, una mayor pérdida si se produce una quema de los desechos de cosecha. Las pérdidas por quema pueden alcanzar distintos niveles, de acuerdo a la intensidad del fuego y el período que la quema permanece en acción. En la figura 2 se esquematizan cuatro distintos niveles de pérdida (25, 50, 75 y 100 % de pérdida de carbono por quema de desechos).

Según la figura 3, el efecto final sobre el balance del carbono es mucho mayor en el sitio de Chanco-1, con el suelo más joven y con bajas reservas en él. En el suelo reciente de esa duna, sobre el 90 % del carbono del sitio se encuentra en el vuelo y el mantillo. Es decir, una cosecha con quema significa una pérdida del 87 % del carbono acumulado. No así en Tres Pinos donde la mayor

parte del carbono se encuentra en el suelo. Aquí una cosecha con quema puede significar un 46 % de pérdida del carbono acumulado en el sitio, bastante menos que en el caso anterior, pero aún significativo. Este análisis complementa el resultado del índice de reserva de la vegetación mencionado anteriormente (cuadro 5), el que indica sobre la estabilidad del ecosistema en cuanto al balance del carbono frente a manipulaciones de la vegetación. Al respecto debe añadirse, que el resultado obtenido en la simulación aquí presentada con respecto a la cosecha de troncos más la quema de desechos en un 75 %, equivale a la exportación de carbono producida por la cosecha de árbol completo, es decir tronco y copa, sin aplicar quema (cuadro 6, figura 3).

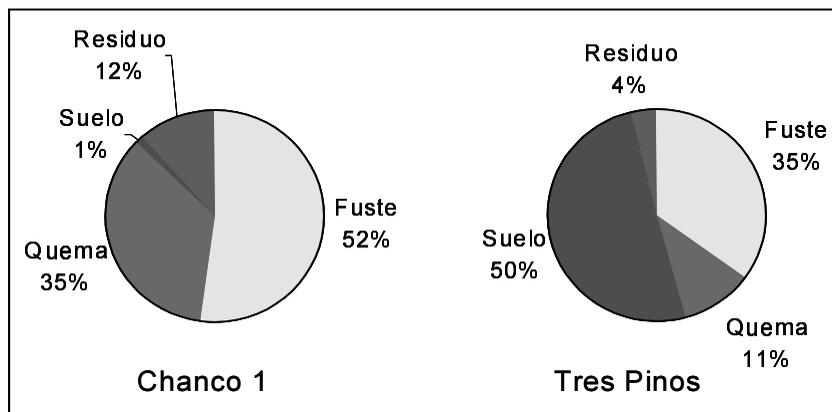


Figura 3. Distribución (%) del carbono del vuelo y suelo en dos sitios con suelos arenosos (120 cm de profundidad) y rodales de *Pinus radiata* de 25 años de edad, para una intensidad de quema del 75 % de los residuos de cosecha (copa+mantillo).

Los resultados obtenidos en este análisis permiten inferir que las medidas de manejo forestal, en ecosistemas como los citados, deben considerar su susceptibilidad a perder carbono tanto por cosechas extractivas, como también por quema de desechos de cosecha para preparar el terreno para la próxima plantación y por exposición del suelo con o sin uso de labrado, que estimulen la descomposición de la materia orgánica. Esta problemática ya fue tratada por Squire y Flinn (1981) y Sands (1982) en Australia y Francke (1991) en Chile. Según los primeros autores la cosecha de troncos, quema de residuos en otoño, cultivo del suelo y control de malezas con herbicidas causaron la pérdida de un 39 % de todo el nitrógeno en el sistema, lo que significa al menos la pérdida de similar proporción de carbono. En cambio Sands (1982) destaca el efecto que tiene la pérdida de materia orgánica en las propiedades físicas de un suelo arenoso, afectando su porosidad, retención de agua, densidad aparente y arraigamiento. Francke (1991) concentra su análisis en las propiedades química nutritivas del suelo, determinando una disminución de las reservas nutritivas por efecto de las quemaduras en suelos arenosos, con efectos negativos posteriores en el crecimiento de la nueva plantación. Un estudio posterior desarrollado por Alarcón y Prado (1992), el astillar los desechos de cosecha para cubrir con ellos el suelo resultó el mejor tratamiento para la serie Coreo (suelos como los de Cholguán y Dañicalqui), en comparación a la eliminación de los desechos por quema o extracción, para el resultado en el establecimiento de plantaciones de *P. radiata*, beneficiando esa cobertura la conservación del agua del suelo.

Lo anterior motiva a buscar nuevas estrategias de manejo forestal para las plantaciones de *Pinus radiata* en suelos de arena. Una forma sería la indicada por Alarcón y Prado (1992). Pero también está la posibilidad del reemplazo de la tala rasa, como método de cosecha en suelos de arena. Un sistema de cosechas sucesivas al final de la rotación (cortas de protección), permitirían la regeneración natural de *P. radiata* o la plantación de este bajo una cubierta protectora. Esto tendría la ventaja que el suelo nunca sería descubierto, lo que impide el uso del fuego y mantiene una cobertura doble: de copas como protección de la radiación excesiva, y de desechos dispersos y mantillo que cubren el suelo, para evitar su secamiento. La regulación adecuada de la cantidad de luz permite favorecer la regeneración natural de *P. radiata* y controlar otro tipo de vegetación espontánea. También, al evitarse los tratamientos al suelo hay una disminución de costos. En sectores donde ya se ha logrado un avance en la calidad genética de las plantaciones, su

regeneración natural conserva gran parte de sus características y es muy probable que las ganancias obtenidas en crecimiento, calidad de forma de los árboles y menor costo de establecimiento sean mayores que las ganancias posibles por mejora genética. Sin embargo, es necesario lograr una red de caminos de saca adecuada para facilitar el acceso continuo y la aplicación de volteo dirigido, para evitar el daño a la regeneración, con extracción cuidadosa de los troncos, durante las intervenciones de cosecha. Este sistema tendría además la ventaja de favorecer la acumulación de materia orgánica, es decir carbono, en estos ecosistemas.

Conclusiones

En dunas litorales, con suelos recientes, la acumulación de carbono en el suelo depende del tiempo que existió vegetación sobre ellos. En plantaciones forestales de *Pinus radiata* la tasa de acumulación de carbono fue muy homogénea (3,7 t/ha-año) y, en consecuencia, plantaciones de mayor edad presentan una acumulación total más elevada. En estos suelos la conservación del carbono en el sitio es afectada en forma pronunciada por cualquier intervención de cosecha, y mientras más extractiva sea ésta. Por tal motivo, en ellos debieran privilegiarse sistema de cosecha que extraigan lo estrictamente necesario y favorezcan la regeneración natural de la especie, cuidando de mantener cubierto el suelo.

En suelos de arenas continentales, formados por el aluvión del Laja, se determinó una mayor tasa de acumulación de carbono en sitios con *Pinus radiata* sobre suelos de textura más fina y mayor oferta de agua (7,2 - 8,9 t/ha-año), que en sitios más secos (3,9 t/ha-año). También fue mayor en zonas climáticas de mayor pluviometría (10,2 t/ha-año), es decir, la oferta de agua fue decisiva para el desarrollo de la vegetación. Los suelos en el área de arenas continentales presentan mayor acumulación histórica de carbono mientras más fina es su textura, más oferta de agua tenga el sitio y finalmente más edad tenga el suelo.

Los suelos más susceptibles a la extracción de biomasa por cosechas son, en consecuencia en el grupo indicado, los de textura gruesa en sitios más secos y los suelos más jóvenes en dunas más recientes, con menor carbono acumulado en el suelo. En ellos las cosechas deberán extraer la menor cantidad de biomasa posible y favorecer la mantención de cobertura permanente, privilegiando el sistema de regeneración natural para reestablecer el bosque. En ningún caso debiera usarse la

quema como un método de preparación del terreno de plantación, como tampoco la cosecha de árbol completo.

En sitios de mayor oferta de agua puede favorecerse alguna vegetación acompañante bajo *Pinus radiata*, que pueda mejorar la acumulación de carbono y nitrógeno en el suelo. Por esta vía también se puede mejorar la fertilidad del suelo.

Bibliografía

- Alarcón, C.; Prado, J. A. 1992. Efecto del tratamiento de los desechos de explotación en la mantención de la productividad de la segunda rotación de *Pinus radiata*. En: *Pinus radiata*, Investigación en Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, (208-222).
- Arancibia, C. 1999. Características y productividad de sitios con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en suelos de dunas y sedimentos marinos de las Regiones VII y VIII. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 118 p.
- Delmastro, R.; Diaz-Vaz, J.E.; Schlatter, J. E. 1981. Variabilidad de las características tecnológicas hereditarias del *Pinus radiata* (D. Don). Informe N°3. Serie Técnica, Proyecto CONAF/PNUD/FAO/CHI/76/003. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia. 187 p.
- Edwards, A. 1997. Características y variabilidad de arenales de la VIII Región, plantados con *Pinus radiata* D. Don. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 102 p.
- Fassbender, H. W.; Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José (Costa Rica). 420 p.
- Feller, M.C., Kimmins, J.P. y Scoullar, K.A. 1982. FORCYTE - 10: calibration data and simulation of potencial long-term effects of intensive forest management on site productivity, economic performance, and energy benefit/cost ratio. En: IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity, Seattle, Washington. For. Service, U.S. Dept. of Agric., Portland, Oregon, U.S.A., (179 - 200).
- Francke, S. 1991. Efectos del manejo de residuos de explotación en el suelo y crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus radiata*, en las series de suelo Coreo (zona de arenales) y Colico (zona de Arauco). I y II partes. Documentos Técnicos N° 51 y 52, Chile Forestal.
- García, O. 1971. Índices de sitio para pino insigne en Chile. Serie de Investigación N° 2. Instituto Forestal. Santiago. 29 p.
- Gerding, V. 1991. *Pinus radiata*-Plantagen in Zentralchile: Standortsfaktoren der Produktivität und Nährstoffverteilung in Beständen. Tesis doctor Ciencias Forestales. Universität Georg-August. Göttingen (Alemania). 182 p.
- Pavéz, G. 1999. Características y variabilidad de sitios con plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en suelos de carácter arenoso de las Regiones VII y VIII. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 98 p.
- Peters, R.; Prado, J.; Aguirre, S.; Kunz, M.; Cubillos, V. 1985. Mantención de la productividad de sitio para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. Funciones de biomasa. Instituto Forestal. Santiago. 64 p.
- Prado, J. A.; Peters, R.; Aguirre, S.; Kunz, M. 1985. Funciones de biomasa para bosques adultos de pino insigne (*Pinus radiata* D. Don). En: *Pinus radiata* Investigación en Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, (325-329).
- Rodríguez, C. 1989. Producción potencial en sitios característicos para *Pinus radiata* D. Don. Tesis Magister en Ciencias. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 160 p.
- Ruiz, M. A. 1997. Características y variabilidad de sitios con plantaciones de *Pinus radiata* (D. Don) en suelos de cenizas volcánicas de las Regiones VIII y IX. Tesis ingeniero forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 86 p.
- Sands, R. 1982. Physical changes to sandy soils planted to radiata pine. En: IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity, Seattle, Washington. For. Service, U.S. Dept. of Agric., Portland, Oregon, U.S.A., (146-152).
- Santibáñez, F.; Uribe, J. 1993. Atlas Agroclimático de Chile. VI, VII, VIII y IX Regiones. Laboratorio de Agroclimatología. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. Ministerio de Agricultura, Fondo de Investigación Agropecuaria, Corporación de Fomento de la Producción. Santiago. 99 p.
- Schlatter, J. E. 1986. Mantención de la productividad de sitio para plantaciones de *Pinus radiata* D. Don. Determinación del contenido de elementos nutritivos en la biomasa, mantillo y suelo. Serie Técnica. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia. 11 p.
- Schlatter, J. E.; Grez, R.; Gerding, V. 1981. Manual para el reconocimiento de suelos. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 81 p.
- Squire, R.O.; Flinn, D. W. 1981. Site disturbance and nutrient economy of plantations with special reference to radiata pine on sands. En: Proceedings Australian Forest Nutrition Workshop on Productivity in Perpetuity, Australian Forestry Council. Canberra. 320 p.

Estimación de la Biomasa y Carbono en Bosques del Tipo Forestal Siempreverde

Bastienne Schlegel

Universidad Austral de Chile
E-mail: bcschlegel@netscape.net

Resumen

Este estudio contempla la cuantificación de la biomasa y el carbono fijado en bosques templado-lluviosos en la región centro-sur de Chile identificados con el nombre de bosques del tipo forestal siempreverde. Se incluyeron seis diferentes sitios de muestreo, tres en el sector de la Precordillera de los Andes y tres en la Cordillera de la Costa, entre las latitudes 39°49' y 40°36' sur y entre los 200 y 880 m.s.n.m. En base a ensayos destructivos, se realizaron mediciones directas de biomasa en 269 individuos de 12 especies arbóreas, raíces, sotobosque, necromasa y hojarasca. Las respectivas cantidades de carbono acumulado se obtuvieron en laboratorio.

Con la información obtenida, se desarrollaron ecuaciones alométricas. Con ellas se estimó en forma indirecta, utilizando para información de inventarios forestales, la biomasa aérea total de los árboles con un DAP ³ 5 cm. Por otro lado, se calcularon factores de expansión para cada sitio de estudio, determinando de esta forma, la biomasa total en base al volumen comercial de los inventarios y la densidad básica de la madera de las especies.

La cantidad de carbono almacenado en los sitios estudiados es muy variable y depende del tipo y estado de desarrollo del bosque. En general, los sitios localizados en la Precordillera de los Andes presentan una acumulación más alta (máximo 662,06 Ton C/ha¹) que los de la Cordillera de la Costa (máximo 423,86 Ton C/ha). El carbono acumulado en estos bosques es bastante más alto que lo registrado en la literatura para bosques tropicales y templados del hemisferio norte.

¹ Toneladas de carbono por hectárea.

Introducción

El dióxido de carbono (CO₂)¹ es el gas de efecto invernadero más importante producido por las actividades humanas. Una de estas actividades es la deforestación. En los últimos 150 años, esta forma de utilizar los recursos naturales ha contribuido en forma muy significativa al aumento de las concentraciones de CO₂ en la atmósfera de la tierra. Actualmente, cerca de un 20% de las emisiones de CO₂ resultan de la eliminación y degradación de los ecosistemas forestales. La detención de la deforestación y la reversión a través de la reforestación y manejo sustentable, implica recapturar el CO₂, disminuir la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y reducir el calentamiento global.

Por lo tanto, la estimación adecuada de la biomasa de un bosque, es un elemento de gran importancia debido a que ésta permite determinar los montos de carbono y otros elementos químicos existentes en cada uno de sus componentes y, representa la cantidad potencial de carbono que puede ser liberado a la atmósfera, o conservado y fijado en una determinada superficie cuando los bosques son manejados para alcanzar los compromisos de mitigación de gases de efecto invernadero (Brown et al., 1996).

Existen métodos directos e indirectos para estimar la biomasa de un bosque. El método directo consiste en cortar el árbol y pesar la biomasa directamente, determinando luego su peso seco. Una forma de estimar la biomasa con el método indirecto es a través de ecuaciones y modelos matemáticos calculados por medio

¹ El CO₂ es uno de los principales gases de efecto invernadero que provocan el cambio climático global.

de análisis de regresión entre las variables colectadas en terreno y en inventarios forestales (Brown, 1997). También se puede estimar la biomasa a través del volumen del fuste, utilizando la densidad básica para determinar el peso seco y un factor de expansión para determinar el peso seco total (biomasa total del árbol).

El objetivo de este estudio es estimar, a través de la elaboración de ecuaciones alométricas, factores de expansión e inventarios de carbono, el contenido de biomasa total y el carbono almacenado por bosques del tipo forestal siempreverde ubicados en la X Región en Chile.

Método

Caracterización del área de estudio

Se seleccionaron seis sitios de estudio en el tipo forestal siempreverde en la región centro-sur de Chile (X Región), los cuales se localizan entre los 39°56' y los 40°36' de latitud sur, entre los 72°27' y 73°30' longitud oeste y entre los 200 y 880 m.s.n.m. El estudio contempló tres sitios en el sector de la Cordillera de los Andes (Putraique, San Juan y Boquial) y tres sitios en la Cordillera de la Costa (Buenaventura, Chaihuín y Llancacura) (Cuadro 1).

Estos bosques templado-lluviosos se caracterizan por poseer sólo especies perennifolias o siempreverdes y por la gran diversidad de especies que presentan. En estos bosques predominan las especies *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus nitida*, *Eucryphia cordifolia*, *Weinmannia trichosperma*, *Laurelia philippiana*, *Drimys winteri*, *Saxegothaea conspicua*, *Podocarpus nubigena*, *Caldcluvia paniculata* y *Gevuina avellana*, entre otras. El tipo forestal siempreverde se ubica geográficamente en la región centro-sur de Chile, principalmente entre las latitudes 40°30' y 47° sur y por debajo de los 1000 m.s.n.m. en la Precordillera de los Andes y desde los 38°30' hasta los 47° sur en la Cordillera de la Costa con un total de 4,1 millones de hectáreas. Estos bosques se encuentran bajo un clima de altas precipitaciones pluviales y gran humedad durante todo el año. Los distintos sitios muestreados presentan precipitaciones desde 1500 a 4000 mm/año.

Selección de árboles para el muestreo de biomasa

Para el muestreo de biomasa se establecieron en cada sitio de estudio como mínimo dos conglomerados conformados por dos parcelas rectangulares de 500 m² cada uno.

En cada conglomerado se registró información como; tipo de bosque, tipo forestal, subtipo forestal,

Cuadro 1. Caracterización de los sitios.

Tipo de bosque	Sitio	Estado de desarrollo	Subtipo forestal
Siempreverde andino	Putraique N: 1052 G: 104,74	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
	San Juan N: 668 G: 145,65	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
	Boquial N: 1702 G: 103,92	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
Siempreverde costero	Chaihuín N: 4240 G: 72,64	Renoval-fustal	Renoval de canelo
	Llancacura N: 2299 G: 107,03	Adulto	Siempreverde con intolerantes emergentes
	Buenaventura N: 2562 G: 61,12	Renoval	Siempreverde de tolerantes

N: número de árboles por hectárea (árb/ha); G: área basal por hectárea (m²/ha).

especies dominantes, grado de intervención, exposición, pendiente y cobertura de copas.

En las parcelas rectangulares de 500 m², se realizó la selección de los árboles para el muestreo directo de biomasa. Para esto, se eligió una muestra de árboles de acuerdo a la frecuencia de estos por clase diamétrica y por especie. Se muestrearon en total 269 individuos de 12 especies: 11 de *Amomyrtus luma*, 3 de *Dasyphyllum diacanthoides*, 43 de *Drimys winteri*, 42 de *Eucryphia cordifolia*, 11 de *Gevuina avellana*, 45 de *Laureliopsis philippiana*, 29 de *Nothofagus dombeyi*, 30 de *Nothofagus nitida*, 28 de *Podocarpus nubigena*, 13 de *Saxegothaea conspicua* y 14 de *Weinmannia trichosperma*. La biomasa aérea (biomasa sobre el suelo) de cada árbol se dividió en 4 componentes: biomasa del fuste comercial, biomasa del fuste no comercial (tocón y biomasa sobre el límite de utilización de 10 cm), biomasa de ramas y biomasa de hojas. También se extrajeron 41 raíces gruesas de las especies más importantes. En el terreno mismo, se pesaron todos los componentes de biomasa por separado y se sacaron tres submuestras, que fueron llevadas al laboratorio de Nutrición y suelos forestales de la Universidad Austral de Chile. En el laboratorio se determinó el contenido de humedad y el carbono en la biomasa. Éste último mediante el método colorimétrico utilizando una solución de dicromato de potasio en ácido sulfúrico. Además, se determinó la densidad básica de la madera para convertir el volumen a biomasa y obtener a través del factor de expansión, relación entre la biomasa total y la biomasa del fuste, la cantidad de carbono almacenado.

Inventario de carbono

En los seis sitios de estudio se realizaron inventarios de carbono. Se establecieron parcelas en que se midieron los árboles. Además, se establecieron subparcelas en que se realizó la toma de datos para la determinación de la biomasa de los otros estratos del ecosistema, como la necromasa¹, el sotobosque y la hojarasca. Para esto, se consideraron tres muestras de biomasa por estrato y subparcela, las cuales también se llevaron a laboratorio, para determinar el contenido de humedad y el carbono. Con este inventario, se pudo determinar el carbono total acumulado en los distintos sitios de estudio.

Resultados y discusión

Estimación de la biomasa total y el carbono almacenado a través de ecuaciones alométricas

Se ajustaron ecuaciones para el conjunto de todas las especies del tipo forestal siempreverde, para el grupo de especies de la Precordillera Andina y Cordillera de la Costa y para algunas especies individuales. Los modelos que mejor estimaron la biomasa son del tipo alométrico, son de la forma $Y=a*X^b$ con transformación logarítmica e incluyen variables de diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro de tocón (DAT) y altura total (HT). Estos modelos presentan un alto coeficiente de determinación ajustado (r^2 ajust) y un bajo error estándar de estimación (S.E.E.) y tanto los modelos como los parámetros fueron significativos ($P<0,05$). También, se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuales, mediante análisis gráfico, y la independencia mediante la prueba de Durbin-Watson.

En el Cuadro 2 se presentan tres modelos generales para el tipo forestal siempreverde, la ecuación SV(1) considera todas los árboles con DAP>5 cm, en cambio, las ecuaciones SV(1.1) y SV(2), consideran solo los árboles con DAP³10 cm. Es importante destacar que las ecuaciones SV(1) y SV(1.1) son muy similares, lo que indica que los árboles con diámetros menores no generan un mayor error en la estimación. La ecuación SV(2) presenta con respecto a SV(1) un menor error estándar y el estadístico de la prueba D-W es más cercano a 2. Sin embargo, este modelo considera la variable altura total que muchas veces no está disponible en los inventarios forestales o es muy costoso y difícil de medir. Esto sucede sobre todo en bosques multiespecíficos y con varios estratos, como es el caso de los bosques del tipo forestal siempreverde.

El análisis de las dos poblaciones de siempreverde por separado (SVC(1) y SVA(1)), no entregó, respecto al análisis de la ecuación SV(1), una diferencia sustancial en los estimadores de los modelos (Cuadro 2). Esto, a su vez, se refleja gráficamente en la Figura 1. La tendencia de ambas distribuciones es muy similar, a pesar que para el bosque siempreverde de la Cordillera de la Costa se cuente con árboles de menores diámetros. Con los modelos de SVC y SVA, sucede lo mismo que con los modelos generales SV. Al incorporar la variable altura total, mejoran un poco los modelos respecto a los que solo incluyen el DAP. Sin embargo, es considerablemente más práctico y eficiente utilizar los modelos de una sola entrada.

¹ Necromasa es la biomasa muerta sobre el suelo y de los árboles muertos en pie.

Cuadro 2. Modelos de mejor ajuste para estimar la biomasa aérea de bosques del tipo forestal siempreverde, en función del dap y la altura total.

Ecuación	Modelo	n	Rango de DAP (cm)	r ² ajust	S.E.E.	D-W test*
SV(1)	$LN(BT)=-1,835+2,291*LN(DAP)$	269	5 - 104	0,98	0,2657	1,63
SV(1.1)	$LN(BT)= -1,897+2,309*LN(DAP)$	210	10,1 - 104	0,97	0,2624	1,64
SV(2)	$LN(BT)=-2,647+2,104*LN(DAP)+0,502*LN(HT)$	269	5 - 104	0,97	0,2241	1,94
SVC(1)	$LN(BT)=-1,624+2,235*LN(DAP)$	137	5 - 55	0,96	0,2809	1,90
SVC(1.1)	$LN(BT)=-2,294+2,057*LN(DAP)+0,438*LN(HT)$	137	5 - 55	0,96	0,2588	1,98
SVA(1)	$LN(BT)=-2,041+2,340*LN(DAP)$	132	5 - 104	0,99	0,2342	1,4
SVA(1.1)	$LN(BT)=-2,460+2,082*LN(DAP)+0,462*LN(HT)$	132	5 - 104	0,99	0,2127	1,55

Las ecuaciones de regresión SV(1.1) y SV(2) consideran árboles con DAP 10cm, todas las otras ecuaciones consideran árboles con DAP>5 cm.

SV:Siempreverde; SVC:Siempreverde Costero; SVA: Siempreverde Andino; BT: Biomasa total sobre el suelo (aérea); DAP: diámetro a la altura del pecho; HT: altura total.

*Prueba para residuos autocorrelacionados. Este estadístico debe ser lo más cercano a 2.

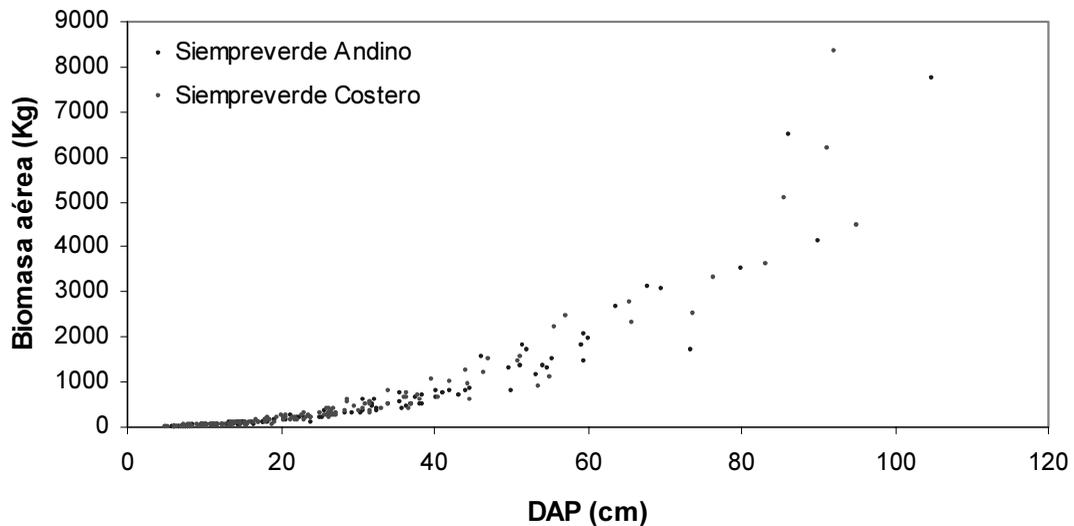


Figura 1. Biomasa aérea en función del DAP para bosques del tipo forestal siempreverde de la Precordillera Andina y Cordillera de la Costa.

En el Cuadro 3 se presentan las ecuaciones de mejor ajuste para estimar la biomasa de algunas especies del tipo forestal siempreverde. Estas entregan mejores estadísticos que las ecuaciones generales. Sin embargo, es importante poder contar con ecuaciones de regresión

para estimar biomasa más generales, de fácil aplicación para estimar el carbono acumulado por hectárea. Además, es difícil que estén las ecuaciones de regresión de biomasa para todas las especies.

Cuadro 3. Modelos de mejor ajuste para estimar la biomasa aérea de especies del bosque del tipo forestal siempreverde, en función del dap, dat y la altura total.

Ecuación	Modelo	n	Rango de DAP (cm)	r ² ajust	S.E.E.	D-W test
DW	LN(BTA)=-1,863+2,090*LN(DAT)	43	5 - 51,5	0,94	0,3324	1,89
EC(1)	LN(BTA)=-1,472+2,223*LN(DAP)	41	5 - 95	0,99	0,1934	1,82
EC(2)	LN(BTA)=-2,544+1,994*LN(DAP)+0,630*LN(HT)	41	5 - 95	0,99	0,1758	2,02
LP	LN(BTA)=-1,808+2,084*LN(DAP)+0,184*LN(HT)	43	5 - 73,5	0,99	0,1450	1,73
ND	LN(BTA)=-2,935+1,974*LN(DAT)+0,762*LN(HT)	28	5 - 104	0,99	0,1693	1,67
NN	LN(BTA)=-1,017+2,125*LN(DAP)	30	5 - 47	0,96	0,1671	2,3
PN	LN(BTA)=-1,946+2,315*LN(DAP)	27	5 - 55	0,98	0,2039	1,84

DW: *Drimys winteri*; EC: *Eucryphia cordifolia*; LP: *Laureliopsis philippiana*; ND: *Nothofagus dombeyi*; NN: *Nothofagus nitida*; PN: *Podocarpus nubigena*

Cuadro 4. Contenido de carbono en la biomasa de las especies arbóreas.

Especie arbórea	Promedio (%)*
<i>Amomyrtus luma</i>	42,73
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	42,88
<i>Drimys winteri</i>	45,48
<i>Eucryphia cordifolia</i>	43,63
<i>Gevuina avellana</i>	42,53
<i>Laureliopsis philippiana</i>	44,59
<i>Nothofagus dombeyi</i>	43,70
<i>Nothofagus nitida</i>	44,54
<i>Podocarpus nubigena</i>	45,53
<i>Saxegothaea conspicua</i>	46,65
<i>Weinmannia trichosperma</i>	42,79
Promedio	44,10
SD	1,37

*Estos son promedios ponderados

SD: desviación estándar

En los Cuadros 4 y 5 se entregan los porcentajes calculados de carbono contenido en la biomasa de las diferentes especies arbóreas del bosque siempreverde, en la necrosomasa, el sotobosque y la hojarasca. Estos resultados son más bajos que los valores de 50% utilizados por el IPCC (1996) y señalados en la literatura. Sin embargo, Segura *et al.* (1999), utilizaron una relación de carbono de 43 a 45% para biomasa de bosques de

bajura en la zona atlántica de Costa Rica. A su vez, Cubero y Rojas (1999), estimaron una relación de 32 a 40% para la biomasa de plantaciones de *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Bombacopsis quinata* en Costa Rica. Estos porcentajes se acercan bastante a los valores obtenidos en este estudio.

Cuadro 5. Contenido de carbono en la biomasa de otros estratos del ecosistema forestal.

Estrato	Promedio (%)	SD
Necromasa	40,73	2,67
Sotobosque	39,01	2,23
Hojarasca	37,58	4,43

SD: desviación estándar

Cuadro 6. Carbono acumulado para los diferentes sitios estudiados del tipo forestal siempreverde (TonC/ha).

Tipo de bosque	Siempreverde andino			Siempreverde costero		
	Putraique	San Juan	Boquial	Chaihuín	Llancacura	Buenaventura
Biomasa arbórea	312,98	503,12	333,78	160,02	282,15	140,07
Raíces	87,51	132,97	90,96	43,63	79,48	38,87
Necromasa	26,20	18,67	39,59	36,67	53,57	10,44
Sotobosque	9,68	0,50	1,84	1,20	2,79	0,48
Hojarasca	4,88	6,80	6,65	13,8	5,87	3,40
Total	441,24	662,06	472,82	255,26	423,86	193,27

Para la estimación de la biomasa arbórea por hectárea, se utilizaron los datos de las tablas de rodal de los inventarios de carbono y las ecuaciones alométricas del Cuadro 2. La biomasa de raíces se obtuvo utilizando la proporción de biomasa de raíces con respecto a la biomasa arbórea aérea obtenida en los individuos muestreados. La biomasa de los otros estratos, se midió directamente en las subparcelas de los inventarios de carbono. Con esta información y el porcentaje calculado de carbono contenido en la biomasa de las diferentes especies arbóreas, necromasa, sotobosque y hojarasca (Cuadros 4 y 5), se estimó el carbono acumulado en los distintos estratos de los ecosistemas forestales estudiados (Cuadro 6).

En el cuadro 6, se puede ver que el carbono almacenado en muy variable entre los distintos bosques estudiados del tipo forestal siempreverde. Los bosques de renovals (Chaihuín y Buenaventura) presentan una muy baja acumulación de carbono respecto a los bosques adultos.

La biomasa arbórea aérea representa en promedio el 70% del carbono acumulado en el ecosistema forestal, sin considerar el carbono almacenado en el suelo. El

segundo componente más importante, son las raíces que presentan entre el 17 y 20% del carbono acumulado. La necromasa, el sotobosque y la hojarasca, presentan en conjunto desde 3,93 (San Juan) hasta 20,25% (Chaihuín) del carbono almacenado en los bosques estudiados. Esto muestra una mayor variabilidad de acumulación de carbono en estos estratos del bosque, lo que hace más difícil su estimación a través de métodos indirectos.

Factores de expansión

El factor de expansión (FE), que es la razón entre la biomasa total y la biomasa comercial, varía según el grado de intervención del bosque. Por lo tanto, según la literatura, existe un menor FE para bosques cerrados y menos alterados y un mayor FE para bosques abiertos y con mayor alteración (Brown y Lugo, 1984). Sin embargo, en este estudio, no se encontró ninguna tendencia clara entre el FE y el área basal, el diámetro medio cuadrático (DMC) o la cantidad de biomasa acumulada.

En este trabajo, se calculó el FE de la biomasa total, que incluye la biomasa no comercial de los árboles, la necromasa, el sotobosque y la hojarasca. También se calculó el FE de la biomasa total arbórea que incluye las

Cuadro 7. Factores de expansión para los diferentes sitios estudiados y por tipo de bosque.

Tipo de bosque	Sitio	FE _(B.total) ^a	FE _(B.arbórea) ^b	FE _(B.arbórea aérea) ^c
Siempreverde andino	Putraique	2,36	2,08	1,62
	Boquial	2,22	1,99	1,57
	San Juan	1,96	1,88	1,49
	Promedio	2,18	1,98	1,56
Siempreverde costero	Chaihuín	2,83	2,26	1,78
	Buenaventura	1,95	1,81	1,42
	Llancacura	1,89	1,61	1,26
	Promedio	2,22	1,89	1,49

^a Razón entre la biomasa total, incluyendo la biomasa no comercial de los árboles, las raíces, el sotobosque, la hojaraca y la necromasa, y la biomasa comercial.

^b Razón entre la biomasa total arbórea, incluyendo las raíces, y la biomasa comercial.

^c Razón entre la biomasa arbórea sobre el suelo y la biomasa comercial.

raíces y el FE de la biomasa arbórea sobre el suelo. Esta información refleja la importancia en biomasa, que tienen los distintos estratos dentro de un ecosistema forestal y como influyen en la estimación del carbono acumulado por hectárea.

El FE de biomasa sobre el suelo promedio fue de 1,56 para los sitios en el sector de la Precordillera de los Andes, variando entre 1,49 y 1,62 y de 1,49 para los sitios en el sector de la Cordillera de la Costa, con un rango entre 1,26 y 1,78 (Cuadro 7). Estos FE calculados coinciden con los reportados en la literatura para bosques tropicales y templados del hemisferio norte (Brown y Lugo, 1984; Brown, et al., 1991; Schroeder et al., 1997).

Los coeficientes de variación para los FE de los sitios de la Cordillera de la Costa, son más altos (CV%17,54; 11,1 y 8,88 para FE_(B.total), FE_(B.arbórea) y FE_(B.arbórea aérea) respectivamente) que los de la Precordillera de los Andes (CV%6,77; 3,34 y 2,19 para FE_(B.total), FE_(B.arbórea) y FE_(B.arbórea aérea) respectivamente). Esto se debe a que los bosques muestreados en la Cordillera de la Costa presentaban condiciones muy diferentes, especialmente en cuanto al estado de desarrollo y condiciones de sitio. También se puede ver que los FE de la biomasa arbórea aérea, presentan un menor CV% que los que incluyen raíces y otros estratos del ecosistema como la necromasa, el sotobosque y la hojarasca.

Para efectos de comparar dos métodos diferentes de estimación de la biomasa arbórea aérea y su correspondiente carbono acumulado, se utilizaron, a modo de ejemplo, los datos de los árboles vivos del bosque siempreverde costero de Chaihuín. Para el primer

ejercicio de estimación de la biomasa, se utilizó la ecuación SV(1.1) con los respectivos datos del inventario forestal. El segundo método probado es más complejo. Esta vez, se utilizaron los datos muestreados en terreno para estimar el correspondiente volumen por hectárea (m³/ha). Para esto se recurrió a las ecuaciones desarrolladas por Emanuelli (1999) para especies arbóreas de la Cordillera de la Costa. A continuación, se estimó la biomasa total de los árboles, a través del volumen fustal, la densidad básica de las especies y el FE promedio para la Cordillera de la Costa. A estas dos estimaciones se les aplicó la fracción de carbono (promedio ponderado) obtenida en laboratorio para este sitio (Cuadro 8).

Los dos métodos entregan estimaciones de biomasa y carbono bastante diferentes. La estimación de la biomasa y del carbono acumulado a través del volumen entrega valores bastante superiores a los obtenidos a través de la aplicación de la ecuación SV(1.1). Es muy probable, que gran parte de la diferencia se deba a que las ecuaciones desarrolladas por Emanuelli (1999), no consideraron descuentos de volumen por pudriciones o por defectos. Por lo tanto, no es recomendable estimar la biomasa y el carbono acumulado a través de funciones de volumen que no consideren descuentos por pudriciones o por defectos, ya que sobrestiman la biomasa y el carbono acumulado.

Conclusiones

Las ecuaciones con el mejor ajuste para el tipo forestal siempreverde, son las basadas en el modelo

Cuadro 8. Biomasa arbórea y carbono acumulado en el bosque siempreverde costero de Chaihuín a través de dos métodos de estimación.

Método	Biomasa (Ton/ha)	Carbono acumulado (TonC/ha)
Modelo de biomasa (SV1.1)	293,44	130,70
Vol-Db-FE _(B.arbórea aérea)	391,63	173,43

Vol-Db-FE_(B.arbórea aérea): Estimación de la biomasa arbórea aérea a través del volumen y la densidad básica de la madera.

alométrico con forma linealizada mediante logaritmo natural, lo que concuerda con la mayoría de estudios de biomasa forestal.

El carbono almacenado en este tipo de bosques varía entre los sitios estudiados, de 193,27 (Buenaventura) a 662,06 Ton/ha (San Juan). Esta variación depende del grado de desarrollo y grado de intervención del bosque e indica, a su vez, el potencial de acumulación de carbono que podrían presentar los bosques degradados y los renovales o bosques jóvenes.

El carbono acumulado en los sitios con bosques adultos del tipo forestal siempreverde, superaron la mayoría de los valores reportados por la literatura tanto para bosques tropicales como para bosques templados del hemisferio norte.

Es necesario mejorar las mediciones de volumen, es decir, desarrollar ecuaciones para estimar el volumen que consideren factores de descuento por pudriciones u otros defectos. Con esto, se acercarían más las estimaciones de biomasa y carbono, a partir del volumen del bosque, a las estimaciones con ecuaciones alométricas.

Los FE calculados en este estudio, pueden ser una herramienta muy útil para estimar la biomasa y el carbono acumulado en los distintos estratos de los bosques del tipo forestal siempreverde, contando solo con información de inventarios forestales.

Sin embargo, es necesario tener presente la gran variabilidad de estos bosques, especialmente en cuanto a la cantidad de biomasa y carbono acumulado en la necromasa, el sotobosque y la hojarasca. Por esto, es necesario realizar más estudios para encontrar las variables que podrían influir en los niveles de acumulación de biomasa y almacenamiento de carbono en los distintos tipos de bosques del tipo forestal siempreverde.

Bibliografía

- BROWN, S.; A. LUGO. 1984. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science* (Washington;D.C.), 223: 1290-1293.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A.; LUGO, A. 1991. Biomass of tropical forests o southeast Asia. *Can. J. For. Res.* 21: 111-117.
- BROWN, S.; J. SATHAYE; M. CANNELL; P. KAUPPI. 1996. Mitigation of carbon emission to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review.* 75(1): 80-91.
- BROWN, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. A primer. FAO Roma. Forestry Paper 135.
- CUBERO, J.A.; ROJAS, S. 1999. Fijación de carbono en plantaciones de melina (*Gmelina arborea* Roxb.), teca (*Tectonia grandis* L.f.) y pochote (*Bombacopsis quinata* Jacq.) en los cantones de Hojancha y Nicoya, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de grado. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 93 p.
- EMANUELLI, P. 1999. Funciones generales de volumen para la Reserva Nacional Valdivia. Proyecto Manejo Sustentable del Bosque Nativo (CONAF-GTZ). 22 p.
- IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Report of the twelfth session of the intergovernmental panel on climate change. Reference manual and work book of the IPCC 1996 revised guidelines for national greenhouse gas inventories. Mexico city, 11 - 13 September 1996.
- SEGURA, M.; KANNINEN, M.; ALFARO, M.; CAMPOS, J.J. 1999. Almacenamiento y fijación de carbono en bosques de bajura de la zona atlántica de Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana.* 23-28.
- SCHROEDER, P.; S. BROWN, J. MO, R. BIRDSEY, C. CIESZEWSKI. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *Forest Science.* 43(3): 424-434.

Ecuaciones de Biomasa de Raíces y sus Tasas de Acumulación en Bosques Sucesionales y Maduros Tropicales de Colombia

Carlos Alberto Sierra¹ | Jorge Ignacio del Valle² y Sergio Alonso Orrego³

Resumen

En esta investigación se estudió la biomasa de raíces finas (≤ 5 mm) y gruesas (> 5 mm) en bosques secundarios y primarios de la cuenca media del río Porce, cordillera Central de los Andes colombianos. Se utilizó una relación alométrica simple entre el diámetro normal de los árboles D (cm) y su biomasa radical BRg (kg) y se encontró la biomasa promedio por estado sucesional en parcelas permanentes de 500 m². La biomasa de raíces finas se estimó con una ecuación en función del área basal del estado seral. La biomasa radical promedio en los bosques secundarios se estimó en 20,37 t/ha y en 54,79 t/ha para el bosque primario. Usando las tasas de incremento diamétrico de las parcelas permanentes se encontraron las tasas de incremento de la biomasa radical en los estados serales, mediante la función de crecimiento de von Bertalanffy. El tiempo requerido por la sucesión para alcanzar una biomasa similar a la de los bosques primarios es de 39,7 años. Se modeló la relación entre la biomasa radical y la biomasa aérea BR/BA y el porcentaje de contribución de la biomasa radical a la biomasa total, en función del diámetro normal de los árboles de los bosques secundarios. Se encontró que existe una tendencia creciente en el porcentaje de contribución, quizá debida a la compactación de los suelos usados anteriormente para ganadería. La contribución de la biomasa total de raíces a la biomasa total aérea (incluyendo palmas, bejucos y vegetación herbácea) en función del área basal, muestra un comportamiento decreciente con valores muy altos en los primeros estados sucesionales. Este trabajo muestra la dinámica del carbono en la biomasa radical como escenario de recuperación de áreas degradadas por la ganadería, sobre una línea base de uso intensivo del suelo.

Palabras clave: biomasa subterránea; bosques maduros; bosques secundarios; Colombia; porcentaje de contribución; raíces gruesas; raíces finas; relación BR/BA .

¹Estudiante Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

[†] AA. 1779 Medellín, Colombia, Sur América; Tel.: 57-(4)-4309021, 57-(4)-2560614;

Email: casierra@colforest.com.co

²Profesor titular, Departamento de Ciencias Forestales, U. Nacional de Colombia, Sede Medellín.

Email: jidvalle@perseus.unalmed.edu.co

³Profesor asistente, Departamento de Ciencias Forestales, U. Nacional de Colombia, Sede Medellín.

Email: saorrego@perseus.unalmed.edu.co

Introducción

La deforestación de los bosques tropicales para su conversión en pasturas o usos agrícolas es un fenómeno que se viene presentando en Colombia, particularmente en las zonas bajas y medias de las cordilleras Central y Oriental, desde principios del siglo XIX (Sánchez et al. 1998) y se ha acelerado principalmente desde el final de la segunda guerra mundial (Myers 1980). La ocupación humana de territorios antiguamente boscosos implicó la emisión de importantes cantidades de C a la atmósfera (Myers 1980, Sánchez et al. 1998).

Cuando los terrenos de baja productividad son abandonados luego de la explotación, la vegetación acumula C en su biomasa en los componentes aéreos y subterráneos (Brown & Lugo 1990).

En proyectos de medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales generalmente no se mide el compartimento subterráneo, debido a las dificultades para su extracción y a los costos; por tanto, se usan valores reportados en la literatura (MacDicken 1997, Brown et al. 1999, de Jong et al. 2000, Salimon & Brown 2000). Sin embargo, la biomasa de raíces es un importante sumidero

de carbono. En los bosques tropicales se puede encontrar en un rango entre 100 y 630 t/ha con promedio de 301,7 t/ha, aportando en promedio 18% de la biomasa total, con un amplio rango entre 11 y 54% (Sierra 2001).

En el estudio de sistemas radicales se han separado las raíces en finas y gruesas, debido a que tienen características muy diferentes en cuanto a su crecimiento, mortalidad y función (Morales 1997, Vogt et al. 1997, Gill & Jackson 2000). Esta separación se hace a partir de un diámetro determinado; pero este límite no es muy claro y varía entre los diferentes autores. Las raíces gruesas son las responsables del anclaje y soporte estructural de la planta (Klinge 1973, Coutts et al. 1999) y proveen la red de conducción de sustancias asimiladas por las raíces finas. Las raíces finas son las responsables de la absorción y asimilación de agua y nutrientes capturados en los micrositios del suelo. Éstas conforman la mayor parte de la longitud y la superficie radical (Landsberg & Gower 1997, Morales 1997, Silver et al. 1996, van Noordwijk 1993).

En este trabajo se hace una aproximación a la biomasa de raíces y sus tasas de acumulación mediante ecuaciones de biomasa. La modelación presentada sirve como escenario para explicar la recuperación de la biomasa de raíces luego de un uso intensivo del suelo, el cual podría considerarse como línea base en un proyecto de captura de carbono.

Área de estudio

El estudio se realizó en el área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II, localizada al norte de la cordillera Central de los Andes colombianos (Empresas Públicas de Medellín, EPM 1992). El área se encuentra en la transición entre los pisos premontano y tropical y comprende aproximadamente 5036 ha (Figura 1).

La precipitación media es de 1977 mm anuales y la temperatura promedio anual de 22,8°C, con valores promedios mínimos de 17,9°C y máximos de 29,3°C. (Empresas Públicas de Medellín, EPM 1992). La zona es un conjunto de fragmentos en diferentes estados serales, que van desde pastizales y rastrojos hasta bosques primarios intervenidos. Antes del establecimiento del proyecto hidroeléctrico los suelos estaban dedicados a la ganadería y la agricultura poco tecnificada. Ahora el área no tiene uso económico, facilitándose la regeneración de la vegetación natural.

Los suelos poseen baja fertilidad natural. En los bosques secundarios se encuentran suelos identificados como Ustoxic Dystropept y Paralithic Ustorthent (Jaramillo 1989). La densidad aparente en los bosques secundarios es de 1,3 g/cm³ y 1,1 g/cm³ en los bosques primarios (Lara 2001). Los bosques primarios del área de estudio comprenden aproximadamente 609,45 ha, los secundarios 351,89 ha y los rastrojos 4075,58 ha (Berrouet & Loaiza 2001).

En el área de estudio se establecieron 110 parcelas permanentes en el año 2000, como parte del proyecto de investigación "Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación de CO₂". En los bosques primarios su área es de 1000 m² (50 m x 20 m) y allí se midieron todas las plantas con diámetro > 10 cm, y en una subparcela de 100 m² (10 m x 10 m) todas las plantas con diámetro entre 1 cm y 10 cm. Para las coberturas de bosques secundarios el área de la parcela fue de 500 m² (25 m x 20 m), donde se midieron todas las plantas con diámetro > 5 cm, y en una subparcela de 25 m² (5 m x 5 m) todas las plantas con diámetro entre 1 cm y 5 cm. Las parcelas cuentan con información de diámetro normal, alturas, área basal, diámetro promedio cuadrático, y se encuentran distribuidas en toda el área de estudio (Orrego & del Valle 2001).



FIGURA 1. Ubicación de la Central Hidroeléctrica Porce II

Métodos

RAÍCES GRUESAS:—Se consideraron raíces gruesas todas aquellas que tenían diámetro mayor de 5 mm. Para estimar su biomasa se utilizó la ecuación estimada por Sierra (2001) y los diámetros de los árboles del área medidos por Orrego & del Valle (2001). La ecuación utilizada es:

$$\ln BRg = -4,273 + 2,633 \cdot \ln D \quad (1)$$

($n = 39$; $R^2 = 88\%$)

donde BRg es la biomasa de raíces gruesas de los árboles del bosque secundario en kg, D es el diámetro normal del individuo en cm. Para comparar el aporte de la biomasa de raíces a la biomasa aérea o a la biomasa total, se utilizó la relación biomasa radical/ biomasa aérea (BR/BA) y el porcentaje de contribución (%Contribución), respectivamente.

Según Sutton & Tinus (1983) la proporción BR/BA es el total de la masa del sistema radical dividido entre la masa total de la parte aérea, usualmente expresada en peso seco. La contribución de la biomasa radical a la biomasa total de los árboles se puede evaluar con el porcentaje de contribución. Éste en términos de la proporción BR/BA, se define (Sandford & Cuevas 1996) así:

$$\%Contribución = \frac{(BR/BA) \times 100}{(BR/BA) + 1} \quad (2)$$

Con esta ecuación se modeló la tendencia de la relación BR/BA y el %Contribución en función del diámetro normal, usando la ecuación de biomasa de los árboles del bosque secundario BA estimada por Colorado (2001).

$$\ln BA = -2,232 + 2,422 \ln D \quad (3)$$

($n = 152$; $R^2 = 97,5\%$)

Igualmente, se usó la ecuación de biomasa de raíces gruesas BRg en función del área basal G, en m²/ha, del estado seral (Sierra 2001)

$$BRg = 0,424 \cdot G^{1,195} \quad (4)$$

($n = 77$; $R^2 = 96\%$)

RAÍCES FINAS:—Se definió como raíces finas aquellas que tienen un diámetro menor o igual a 5 mm. Para conocer su biomasa (MR_f) se utilizó la ecuación propuesta por Sierra (2001) en función del área basal del bosque:

$$MR_f = 6,9981 + 0,2879 \cdot G \quad (5)$$

($n = 12$; $R^2 = 49\%$)

BIOMASA TOTAL DE RAÍCES:—Utilizando las ecuaciones estimadas para raíces gruesas y finas se calculó la biomasa y el carbono total de raíces para dos mediciones sucesivas (2000-2001) de las parcelas permanentes establecidas en el área. Se estimó el cambio de biomasa entre ambas mediciones y se calculó el incremento de biomasa para un período de un año (Orrego & del Valle 2001). Los datos se agruparon en clases de biomasa de raíces de acuerdo con la frecuencia de incrementos. Para cada clase se determinó el cambio de biomasa promedio y se ajustó el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (Vanclay 1994, del Valle & Lema 1999)

$$\frac{dBR}{dt} = \eta BR^m - \gamma BR \quad (6)$$

Integrando esta función se determinó el tiempo necesario para alcanzar la biomasa máxima y promedio de los bosques maduros

$$BR = A(1 - be^{-k(t-t_0)})^{1/(1-m)}, \quad m \neq 1 \quad (7)$$

donde $A = (\eta/\gamma)^{1/(1-m)}$ y es la asíntota de la biomasa de raíces; $b = 1 - (Y_0/A)^{(1-m)}$; Y_0 es la biomasa de raíces de la marca de clase más pequeña que corresponde a t_0 ; $t \geq 0$ es la edad en años de la sucesión; $k = (1-m)\gamma$; m , γ , η son los estimadores paramétricos no lineales de la ecuación (6).

Este método ha sido empleado básicamente para estudiar el crecimiento diamétrico de los árboles (del Valle 1986, del Valle & Lema 1999) y para el crecimiento de la biomasa aérea (del Valle 2001). En esta investigación se usa para estudiar el crecimiento de la biomasa de raíces bajo el principio de proporcionalidad entre variables de talla o alometría (Broad 1998). En estudios de biomasa es más común ajustar la ecuación (7) (Hughes et al. 1999), o su versión modificada cuando se conoce la biomasa máxima (del Valle 1986, Vanclay 1994, del Valle & Lema

1999, Salimon & Brown 2000). Sin embargo, el crecimiento de la biomasa de raíces no ha acudido, hasta ahora, al uso de los modelos (6) o (7).

La tasa de crecimiento promedio puede encontrarse usando el valor medio de una función definida en el cálculo diferencial. Éste, es un valor medio de las tasas de crecimiento que se ajustan a una función de tasas de crecimiento, cuyos límites están entre el valor inicial de BR (cero) y su asíntota

$$\overline{BR} = \frac{1}{A} \int_{BR=0}^{BR=A} \left(\frac{dBR}{dt} \right) dBR \quad (8)$$

Resultados y Discusión

RAZÓN BR/BA Y %CONTRIBUCIÓN:—Los resultados de la razón BR/BA y %Contribución generalmente se presentan como un valor promedio para una comunidad vegetal (Sandford & Cuevas 1996, Brown 1997, Cairns et al. 1997). Sin embargo, la relación BR/BA varía con la edad de los árboles y de los rodales (Bray 1963, Gerhardt & Fredriksson 1995) y también con la composición florística y las características fisicoquímicas del suelo (Chapin 1980, Cairns et al. 1997). En este trabajo se muestra el comportamiento de la relación BR/BA y el %Contribución en función del diámetro normal de los individuos. Al dividir la ecuación (1) entre (3), se obtiene la relación BR/BA para los árboles del bosque secundario en función del diámetro normal del individuo

$$\frac{BRg}{BA} = 0,11945 \cdot D^{0,211} \quad , D \geq 0 \quad (9)$$

Asimismo, el porcentaje de contribución se puede expresar como

$$\%Contribución = \frac{11,945 \cdot D^{0,211}}{(0,11945 \cdot D^{0,211} + 1)} \quad , D \geq 0 \quad (10)$$

En la Figura 2 se puede observar la tendencia del aporte de las raíces a la biomasa total de los árboles, el cual es siempre creciente, pero crece a tasas muy bajas; es decir, que cada vez se le aporta más carbono a las raíces gruesas para que cumplan con sus funciones fisiológicas y de soporte.

Este comportamiento del aporte de la biomasa de raíces gruesas es contrario al observado en bosques tropicales maduros (Rai & Proctor 1984, Klinge 1973),

donde la relación BR/BA muestra un comportamiento decreciente a medida que aumenta el porte de los individuos. Klinge (1973) explica esto en relación con el comportamiento de las raíces finas, las cuales muestran una tendencia creciente para suplir los requerimientos en agua y nutrientes del árbol, mientras que las raíces gruesas sólo son necesarias para el anclaje y el soporte del árbol. Aquí se plantea la hipótesis de que los árboles del bosque secundario en el área de estudio deben localizar más C en las raíces gruesas, debido al problema de compactación de los suelos que origina un medio difícil para la penetración de los sistemas radicales. Las raíces gruesas tendrán mejores oportunidades de alcanzar mayores profundidades para capturar agua, que se puede estar perdiendo en las capas superficiales del suelo por la dificultad de penetrar a través del perfil. Igualmente, una mayor proporción de raíces gruesas mejora las condiciones de aireación del suelo constituyendo un factor importante para el desarrollo de los sistemas radicales (Jenik 1971, Cassel & Lal 1992).

BIOMASA DE RAÍCES Y CARBONO TOTAL:—

Se calculó el promedio de la biomasa total de raíces, tanto para los bosques secundarios como para los bosques primarios. Además, se estimó la biomasa y el carbono total usando las áreas estimadas para cada cobertura en la zona de estudio. Los resultados se resumen en la Tabla 1.

La biomasa de raíces en los bosques primarios es significativamente mayor que en los bosques secundarios. La biomasa de raíces gruesas en los bosques primarios es muy alta ya que los árboles localizan mucho más carbono en estas estructuras. En los bosques secundarios no hay diferencias significativas entre la biomasa de raíces finas y gruesas. Cuando se presenta una perturbación, natural o antrópica, la biomasa de raíces se afecta menos si se compara con los compartimentos aéreos, y puede recuperarse fácilmente dependiendo de la magnitud, la extensión y la duración de la perturbación y de las condiciones ambientales. En los bosques secundarios del área de estudio el carbono en las raíces finas se recupera fácilmente y en las raíces gruesas puede alcanzar valores altos a medida que avanza la sucesión. Lara (2001) encontró que a medida que avanza el proceso sucesional, el carbono del suelo y la densidad aparente tienden a recuperarse. Esta recuperación se debe, básicamente, al aporte de materia orgánica de las raíces y de los detritos en descomposición.

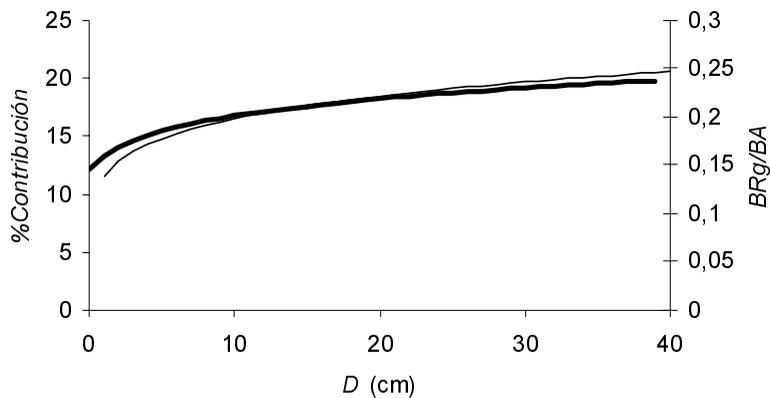


FIGURA 2. %Contribución (línea gruesa) y relación BRg/BA (línea delgada) para los árboles del bosque secundario en función del diámetro normal

TABLA 1. Biomasa y carbono en las raíces de bosques primarios y secundarios.

	Bosques primarios (609,45 ha)		Bosques secundarios (351,89 ha)		Bosques primarios y secundarios Total (t)
	Promedio (t/ha)	Total (t)	Promedio (t/ha)	Total (t)	
Raíces gruesas	37,179 ^a	22.658,74	9,650	3395,74	26.054,48
Raíces finas	17,607	10.730,59	10,719	3771,91	14.502,50
Biomasa Total	54,786	33.389,33	20,369	7167,65	40.556,98
Carbono Total ^b	24,654	15.025,20	9,166	3225,42	18.250,62

^a Estimada usando calicatas de 1 m³ (n = 20) (Sierra 2001).

^b Porcentajes determinados en un analizador de C y N Carlo Erba 1500N (Orrego & del Valle 2001).

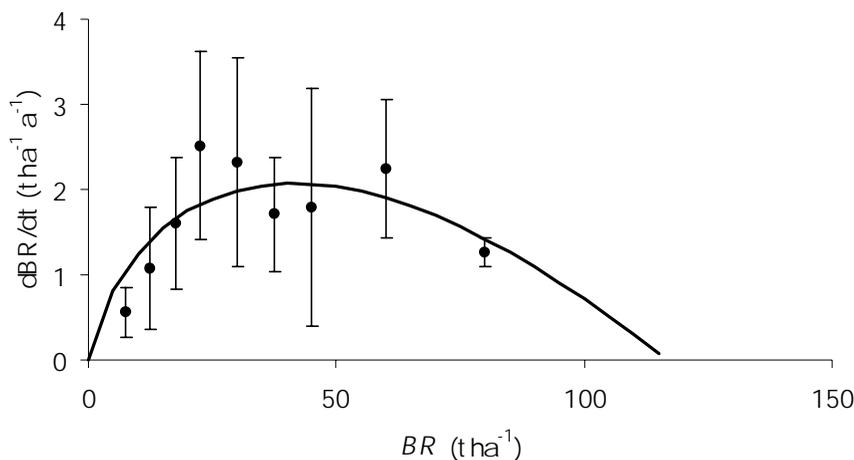


FIGURA 3. Tasa de crecimiento anual de la biomasa de raíces en función de la biomasa de raíces. La curva representa el incremento anual de la biomasa de raíces estimado con la ecuación (10). Los puntos representan el promedio del incremento en la biomasa de raíces por cada clase de biomasa de raíces. Las líneas verticales representan la desviación estándar del promedio en cada clase

TASAS DE CRECIMIENTO DE LA BIOMASA DE RAÍCES:-La relación entre las tasas de crecimiento de la biomasa de raíces y la biomasa de raíces presenta un comportamiento unimodal sesgado a la derecha (Figura 3). Para algunas marcas de clase se puede observar una alta variabilidad, representada por la desviación estándar, lo cual es común en estudios de crecimiento (Manokaran & Swaine 1994, Vanclay 1994, Alder 1995).

El modelo que mejor describe las tasas de crecimiento de la biomasa de raíces es el de von Bertalanffy

$$\frac{dBR}{dt} = 0,917249 \cdot BR^{0,9289} - 0,653945 \cdot BR$$

($R^2 = 60,4\%$; $CME = 0,214$; $DW = 1,47$; $n = 9$) (11)

El modelo (11) tiene la virtud de que en su forma integrada se puede conocer la variable independiente en función del tiempo (del Valle & Lema 1999

$$BR = 116,614 \left(1 - 0,177e^{-0,0465 \cdot t} \right)^{14,065}$$

(12)

De acuerdo con este modelo la biomasa de raíces tiende a un valor asintótico de 116,614 t/ha en un estado de máxima ocupación del bosque (Figura 4). El tiempo necesario para alcanzar el 90% de la asintota es 68,1 años, para el 95% es 83,53 años, y para el 99% es 118,68 años. El tiempo para alcanzar un porcentaje cercano a la asintota varía considerablemente ante pequeños cambios de dicho porcentaje. Sin embargo, los valores están subestimados ya que en el proceso de integración se usó un valor para Y_0 de 7,5 t/ha; es decir, que el punto de partida del modelo corresponde al mínimo valor de los datos disponibles. Existe entonces un tiempo desconocido desde el instante que se abandona el

bosque hasta el momento que alcanza 7,5 t/ha de biomasa de raíces. Si se asume que desde el abandono hasta 7,5 t/ha la biomasa de raíces aumenta linealmente con la tasa de dicha marca de clase, se requerirían 13,4 años adicionales y el tiempo para alcanzar el 90% de la asintota sería 81,5 años. Hughes *et al.* (1999) encontraron que la sucesión necesita 73 años para alcanzar el 90% de la biomasa aérea en bosques húmedos tropicales de México usando un procedimiento similar al de este trabajo. Con la ecuación que presentan Salimon & Brown (2000), se puede estimar que la sucesión, en bosques de la Amazonia, necesita 92,1 años para alcanzar el 90% de la biomasa aérea de los bosques maduros. En el mismo sitio Fearnside & Guimarães (1996) estimaron el tiempo requerido en 100 años. El resultado encontrado en este trabajo está cerca de los valores citados y cuenta con una base de datos más extensa. Saldarriaga (1988) encontró que el tiempo requerido por la sucesión en bosques de tierras bajas de la Amazonia, está entre 140 y 200 años, donde se tienen bajas tasas de crecimiento en los estados más avanzados de la sucesión. Aunque se trata de dos compartimientos diferentes (biomasa aérea y biomasa subterránea), la comparación es pertinente si se evalúa el tiempo requerido por la sucesión secundaria para alcanzar un estado de madurez avanzado.

Ya que la biomasa promedio total de raíces en los bosques primarios es 54,786 t/ha (Tabla 1), se calculó el tiempo requerido por la sucesión para llegar a este valor mediante la ecuación (12). El tiempo que necesitan los bosques sucesionales de la zona de estudio para alcanzar una biomasa de raíces similar a la de los bosques primarios actuales, es 39,67 años. Esto quiere decir que los bosques primarios de la zona están a 28,5 años del 90% de un bosque maduro sin ningún tipo de perturbación. Sierra & Herrera (2001) encontraron que la biomasa aérea se recupera en 33,2 años, aproximadamente 6 años después de que se recupera la biomasa de raíces.

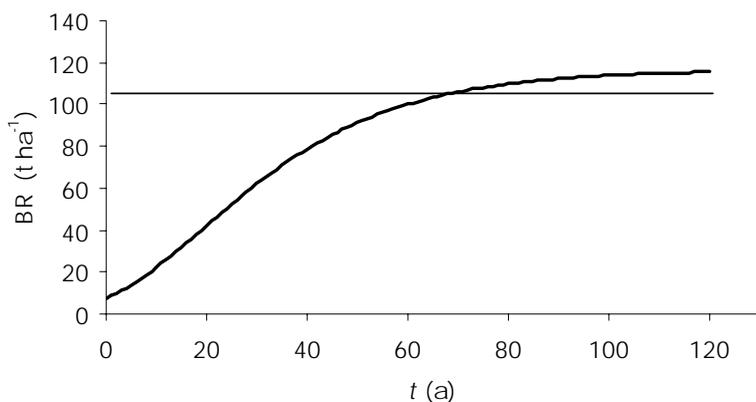


FIGURA 4. Biomasa de raíces en función de la edad de la sucesión en bosques secundarios y primarios intervenidos. La línea horizontal que cruza la gráfica representa el 90% del valor asintótico de la curva (104,95 t/ha) y se alcanza a los 68,1 años.

Brown & Lugo (1990) muestran que la biomasa de raíces se recupera muy rápidamente luego de una perturbación. Para las raíces finas la recuperación es rápida, pero para las raíces gruesas el grado de compactación del suelo determina la localización de agua y nutrientes en los individuos de hábito arbóreo.

La tasa media de crecimiento encontrada con la ecuación (8) es $1,406 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Esta tasa de crecimiento tiene la virtud de que puede ser comparada con otros valores encontrados a partir de un modelo de tasas de crecimiento.

La biomasa aérea total, compuesta por los árboles $> 1 \text{ cm}$ de diámetro, la vegetación herbácea y leñosa pequeña, bejucos y palmas fue calculada por Orrego & del Valle (2001). Por su parte Sierra & Herrera (2001) la agregaron en la expresión

$$BAT = \exp(0,3204 + 1.3282 \cdot G^{0,3687}) \quad (13)$$

($n=109$; $R^2=97,32\%$; $CME:0,031$)

donde BAT es la biomasa aérea total en función del área basal G. Al dividir la suma de las ecuaciones (4) y (5) entre la ecuación (13) se obtiene la relación entre la biomasa total de raíces y la biomasa total aérea en función del área basal de la sucesión (Figura 5).

A diferencia de los resultados para árboles individuales en bosques secundarios, la tendencia de las curvas en la Figura 5 es decreciente con el aumento del área basal de las parcelas. La biomasa aérea se vuelve un compartimento cada vez más importante a medida que avanza el proceso sucesional. En los primeros estados serales el aporte de la biomasa de raíces a la biomasa total es grande y decrece con el avance de la sucesión, expresada en área basal. En bosques de gran porte, cercanos a $80 \text{ m}^2/\text{ha}$ de área basal, la biomasa de raíces se vuelve menos importante pues la competencia por luz en la parte aérea es muy alta. Por su parte la competencia subterránea tiende a una constante, ya que

la ocupación tiende al nivel máximo y todos los individuos tienen la misma posibilidad de competir por los escasos recursos (Cahill & Casper 2000). En la Figura 5 se puede verificar la importancia de la biomasa de raíces, en términos de carbono, en los primeros estados sucesionales. En el área de estudio los valores altos de área basal son escasos, con una mediana de $13,21 \text{ m}^2/\text{ha}$ y una media de $12,92 \text{ m}^2/\text{ha}$ (Orrego & del Valle 2001). Esto quiere decir que para los bosques actuales la biomasa de raíces aporta entre 20% y 40% de la biomasa almacenada en el compartimento aéreo. Igualmente, la recuperación de la biomasa aérea en el proceso sucesional se debe, en buena medida, al efecto de las raíces sobre las propiedades del suelo.

Conclusiones

La biomasa de raíces constituye una porción importante de la biomasa total en los bosques tropicales, especialmente en bosques sucesionales donde se presentó un uso intensivo del suelo por ganadería. Tierras que actualmente se encuentran bajo uso pastoril son sumideros potenciales de C en la biomasa de raíces, ya que éstas localizan más C en su estructura debido a las condiciones degradadas de los suelos. Una buena aproximación a la biomasa de raíces y sus tasas de crecimiento se logra mediante la modelación matemática. La medición de una variable indirecta como el área basal permite estimar la biomasa subterránea con aceptable exactitud y a bajos costos. Igualmente sus tasas de crecimiento pueden determinarse a partir de mediciones de incrementos diamétricos, lo cual reduce los costos e incrementa las estimaciones del carbono capturado.

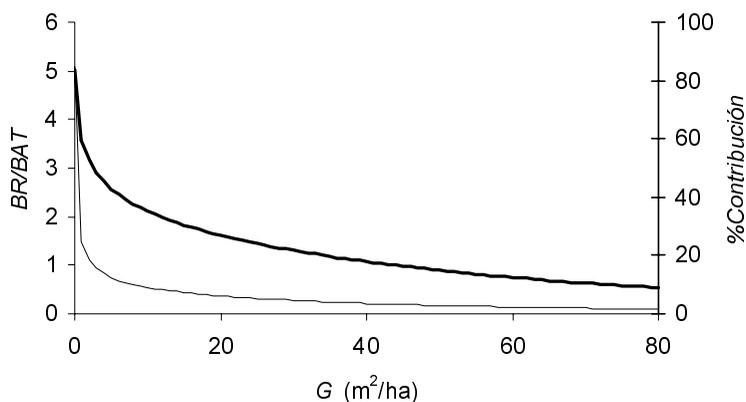


FIGURA 5. Relación entre la biomasa total de raíces y la biomasa total aérea BR/BA (línea delgada) y $\%Contribución$ (línea gruesa) en el rango sucesional

Agradecimientos

Esta investigación se realizó dentro de la línea de investigación Bosques y Cambio Climático, proyecto "Eficiencia de las Coberturas Vegetales en la Asimilación de CO₂, Central Hidroeléctrica Porce II", dirigido por los profesores Jorge Ignacio del Valle Arango y Sergio Alonso Orrego, cofinanciado por las Empresas Públicas de Medellín E.S.P. y la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Contrato 3/DJ-1367/17, Acta 19. Queremos agradecer a H. Orozco, G. J. López de EPM y G. Vázquez de la Universidad Nacional por su apoyo logístico. Igualmente, a J. Manjarrés, M. Ocampo, H. Sejín, M. A. Herrera y M. Zapata.

Literatura citada

- ALDER, D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forest. Tropical Forestry Papers No. 30. University of Oxford, Oxford.
- BERROUET, L. M., Y L. M. LOAIZA. 2001. Cálculo del tamaño de muestra. En S. Orrego y J. I. del Valle (Eds.). Proyecto Eficiencia de las coberturas vegetales en la asimilación de CO₂. Informe de actividades N° 7, pp.16-27. Empresas Públicas de Medellín E.S.P., Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- BRAY, J. R. 1963. Root production and the estimation of net productivity. Canadian Journal of Botany 41: 65-72.
- BROAD, L. R. 1998. Allometry and growth. Forest Science 44: 458-464.
- BROWN, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forest: a primer. FAO Forestry Paper 134.
- BROWN, S., AND A. E. LUGO. 1990. Tropical secondary forest. Journal of Tropical Ecology 6: 1-32.
- BROWN, S. L., P. SCHROEDER, AND J. K. KERN. 1999. Spatial distribution of biomass in forest of the eastern USA. Forest Ecology and Management 123: 81-90.
- CAHILL, J. F., AND B. B. CASPER. 2000. Investigating the relationship between neighbor root biomass and belowground competition: field evidence for symmetric competition belowground. Oikos 90: 311-320.
- CAIRNS, M. A., S. BROWN, E. H. HELMER, AND G. A. BAUMGARDNER. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forest. Oecologia 111: 1-11.
- CASSEL, D. K., AND R. LAL. 1992. Soil physical properties of the tropics: common beliefs and management restraints. In R. Lal and A. Sánchez (Eds.). Myths and science of soils in the tropics, SSSA Special publication number 29, Wisconsin.
- CHAPIN, F. S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology and Systematics 11: 233-260.
- COLORADO, G. J. 2001. Ecuaciones de biomasa aérea de los árboles de los bosques secundarios del área de influencia del Proyecto Hidroeléctrico Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín (en preparación).
- COUTTS, M. P., C. C. N. NIELSEN, AND B. C. NICOLL. 1999. The development of symmetry, rigidity and anchorage in the structural root systems of conifers. Plant and Soil 217: 1-15.
- DEL VALLE, J. I. 1986. La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy en la determinación de la edad y el crecimiento de árboles tropicales. Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín 39: 61-74.
- DEL VALLE, J. I. 2001. Crecimiento en biomasa y acumulación de carbono en los saules del delta del río Patía. En G. Vázquez (Ed.). Jubileo de la Ingeniería Forestal: 50 años de academia y profesión. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Departamento de Ciencias Forestales, Medellín.
- DEL VALLE, J. I., Y A. LEMA. 1999. Crecimiento de cohortes de árboles coetáneos en rodales espacialmente dispersos: el caso de *Campnosperma panamensis*. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Físicas Exactas y Naturales 23: 249-260.
- DE JONG, B. H. J., R. TIPPER, AND G. MONTOYA-GÓMEZ. 2000. An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forest: evidence from southern Mexico. Ecological Economics 33: 313-327.
- EMPRESAS PÚBLICAS DE MEDELLÍN. 1992. Proyecto hidroeléctrico Porce II. Estudio de impacto ambiental. Informe final. INTEGRAL, Medellín.
- FEARNSIDE, P. M., AND W. M. GUIMARÃES. 1996. Carbon uptake by secondary forest in Brazil Amazonia. Forest Ecology and Management 80: 35-46.
- GERHARDT, K., AND D. FREDRIKSSON. 1995. Biomass allocation by broad-leaf Mahogany seedlings, *Swietenia macrophylla* (King), in abandoned pasture and secondary dry forest in Guanacaste, Costa Rica. Biotropica 27: 174-182.
- GILL, R. A., AND R. B. JACKSON. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytologist 147: 13-31.
- HUGHES, R. F., J. B. KAUFFMAN, AND V. J. JARAMILLO. 1999. Biomass, carbon, and nutrient

- dynamics in a humid tropical region of México. *Ecology* 80: 1892-1907.
- JARAMILLO, D. F. 1989. Estudio general de suelos, erosión y uso potencial agropecuario para los proyectos hidroeléctricos Porce II y Porce III. Empresas Públicas de Medellín, Medellín.
- JENIK, J. 1971. Root structure and underground biomass in equatorial forest. In P. Duvigneaud (Ed.). *Productivity of forest ecosystems*, pp. 323-331. Proceedings of Brussels Symposium, 1969. UNESCO, Geneva.
- KLINGE, H. 1973. Root mass estimation in lowland tropical rain forest of Central Amazonia, Brazil. II - "Coarse root mass" of trees and palms in different height classes. *Ann. Acad. Brasil. Cien.* 45: 595-609.
- LANDSBERG, J. J., AND S. T. GOWER. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. Academic Press, San Diego.
- LARA, W. 2001. Carbono orgánico en suelos de rastrojos, bosques secundarios y bosques primarios del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Medellín (en preparación).
- MACDICKEN, K. G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington.
- MANOKARAN, N., AND M. D. SWAINE. 1994. Population dynamics of trees in dipterocarp forest of peninsular Malaysia. *Malayan Forest Records* No. 40, Malaysia.
- MORALES, E. A. 1997. Apuntes metodológicos para el estudio de raíces en plantaciones forestales y bosques naturales. En Memoria del simposio internacional sobre posibilidades del manejo forestal sostenible en América Tropical, pp. 80-91. Bolfor, Cifor, IUFRO.
- MYERS, N. 1980. Conversion of tropical moist forest. National Academy of Sciences. Washington D.C.
- ORREGO, S. A., Y J. I. DEL VALLE. 2001. Eficiencia de las coberturas vegetales en la asimilación de CO₂. Informe Final. Empresas Públicas de Medellín E.S.P., Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- RAI, S. N., AND J. PROCTOR. 1986. Ecological studies on four rainforest in Karnataka, India. *Journal of Ecology* 74: 439-454.
- SÁNCHEZ, J., D. YANINE, G. MANTILLA, M. TORO, Y C. BARBOSA. 1998. Usos del territorio en Colombia. En P. Leyva (Ed.). *El medio ambiente en Colombia*, pp. 276-299. OP Gráficas, Santa Fé de Bogotá.
- SANFORD, R. L., AND E. CUEVAS. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forest. In S. S. Mulkey, R. L. Chazdon, and A. P. Smith (Eds.). *Tropical forest plant ecophysiology*, pp. 268-300. Chapman & Hall, New York.
- SALDARRIAGA, J. G., D. C. WEST, M. L. THARP, AND C. UHL. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- SALIMON, C. I., AND I. F. BROWN. 2000. Secondary forest in western Amazonia: significant sinks for carbon released from deforestation. *Interciencia* 25: 198-202.
- SIERRA, C. A. 2001. Biomasa de raíces en bosques primarios y secundarios del área de Influencia de la Central Hidroeléctrica Porce II. Trabajo de grado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín.
- SIERRA, C. A., AND M. A. HERRERA. 2001. Land use effects on carbon storage in a tropical region of Colombia. Poster presented on Open Science Global Change Conference, Amsterdam.
- SILVER, W. L., S. BROWN, AND A. LUGO. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. In Oriáñez G. H., R. Dirzo, and J.H. Cushman (Eds.). *Biodiversity and ecosystems process in tropical forest*, pp. 49-68. Springer Verlag.
- SUTTON, R. F., AND R. W. TINUS. 1983. Root and root system terminology. *Forest Science Monograph* 24.
- VANCLAY, J. K. 1994. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forest. CAB International, Wallingford.
- VAN NOORDWIJK, M. 1993. Roots: length, biomass, production and mortality. In J. M. Anderson and J.S.I. Ingram (Eds.). *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods*, pp. 2-144. CAB International, UK.
- VOGT, K., H. ASBJORNSEN, A. ERCELAWN, F. MONTAGNINI, AND M. VALDÉS. 1997. Roots and micorrizas in plantation ecosystems. In E. K. S. Nambiar and A. G. Brown (Eds.). *Management of soils, nutrients and water in tropical plantation forest*, pp. 247-296. ACIAR Monograph No. 43, Canberra.