

Valoración Económica de la Fijación de Carbono en Plantaciones Tropicales de *Pinus patula*

Víctor Hugo Gutiérrez Vélez y Gabriel Jaime Lopera Arango

Universidad Nacional de Colombia

e - mail: gajalopera@mixmail.com

victorhugo@colforest.com.co; victorex12@hotmail.com

Resumen

Dentro de los instrumentos de flexibilidad contemplados en el Protocolo de Kyoto, los *mecanismos de desarrollo limpio* permiten, a aquellos países con compromisos de reducción de emisiones, invertir en proyectos de reducción en países en desarrollo. Las plantaciones forestales, por su capacidad de fijar C, representan una interesante alternativa para desarrollar proyectos de este estilo, sin embargo, una de las incertidumbres frente a este tipo de proyectos, son los precios para un posible mercado de fijación de C. En este trabajo se aplica un método de valoración que no depende de supuestos en los precios internacionales de fijación de C.

Se simularon 35 estrategias de manejo en plantaciones de *Pinus patula*, las cuales se evaluaron de acuerdo al *valor presente neto* de la actividad maderera (VPN) y al *descuento del flujo de C* (VPN_C), el primero calculado con la fórmula de Faustmann para ciclos sucesivos y el segundo a partir de la fijación neta de C, como la diferencia entre el C fijado y emitido cada año, ambas descontadas para tasas reales de descuento (TRD) del 2, 4, 6, 8 y 12%. Para obtener el *costo de oportunidad*, se graficó la *frontera de posibilidades* conectando los puntos extremos de la nube de datos entre VPN_C y VPN. El *costo de oportunidad*, se calculó como la disminución en VPN dividida por el incremento en VPN_C .

Las estrategias correspondientes a la línea base (escenario sin proyecto donde se maximiza VPN), para todas las TRD tuvieron en común una entresaca del 60% del área basal a los 12 años (exceptuando una del 30% para TRD del 2%), con un turno a los 18 años; la que maximizó el VPN_C , fue sin entresaca con turno a los 30 años. Los precios de la tonelada de C fijada variaron entre 4,6 - 50,4 US\$, dependiendo de la TRD y de la cantidad de C adicionado al obtenido en el negocio tradicional de la madera.

Palabras clave: fijación de carbono, cambio climático, *Pinus patula*, valoración económica, valor presente neto, VPN, VPN_C , plantaciones tropicales, Protocolo de Kyoto.

Introducción

En 1997 fue elaborado el Protocolo de Kyoto (PK) en el que la mayoría de países industrializados y algunos de Europa central se comprometieron a reducir sus emisiones de los principales gases de efecto invernadero (GEI), en un 5% con respecto a las emisiones de 1990, para el primer periodo de cumplimiento entre el 2008 - 2012. El PK establece diferentes instrumentos de flexibilidad; uno de ellos, los *mecanismos de desarrollo limpio* (MDL), permite a aquellos países la inversión en proyectos de reducción de GEI en países en desarrollo, (sin compromisos de reducción de emisiones), promoviendo además en éstos un desarrollo sostenible.

Las plantaciones forestales, por su capacidad de fijar de C en los tejidos vegetales y otros componentes como el suelo, se convierten en una interesante alternativa para desarrollar proyectos de reforestación bajo la forma de los MDL.

Una de las mayores incertidumbres frente a este tipo de proyectos forestales es la valoración de este beneficio ambiental, pues hasta el momento no existe un mercado consolidado que determine los precios de la fijación de C, ni unas reglas claras frente a los métodos y formas de valorar este beneficio ambiental de los bosques. Debido a lo anterior, en este trabajo se aplica un método de valoración basado en el costo de

oportunidad de las plantaciones estudiadas, el cual no depende de supuestos en los precios internacionales de fijación de C.

Metodología

Diseño de estudio

El muestreo se realizó en el departamento de Antioquia (Colombia); se establecieron 44 parcelas de 250 m² en plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años para el sitio promedio (21 m/20 años). En cada una de ellas se midió el diámetro normal (*dn* a 1,3 m del suelo) a todos los árboles, se calculó el área basal por hectárea (*G*) y a partir de ésta, el diámetro del árbol de *G* promedia (*dq*). En cada parcela se apeó un árbol con *dn* aproximadamente igual al *dq* y que presentó características morfológicas representativas del lugar. La biomasa seca y el C, en cada parcela, fueron cuantificados así: en los árboles de la especie plantada se evaluó cada componente del árbol apeado (madera, corteza, ramas, acículas y conos), las raíces fueron calculadas a partir de reportes de literatura (Flint & Richards, 1994); para cosechar la *hojarasca fina* (*HF*) se establecieron tres (3) subparcelas, empleando cuadrantes de 50 x 50 cm (Delaney *et al.*, 1997); para cuantificar la *necromasa o madera muerta* (*MM*) se midió el *dn* a los árboles muertos en pie y se pesaron los detritos de madera del piso del bosque en toda el área de la parcela; además, se midieron aquellos individuos de otras especies diferentes de *Pp* con *dn* ³ 2,5 cm, en un área de 100 m² y para el muestreo de *suelos* se hicieron tres calicatas de 50 cm de profundidad, colectándose muestras entre 0-25 cm y 25-50 cm, tanto para hacer análisis de C como para determinar la densidad aparente.

Simulación de diferentes estrategias de manejo

Con el objetivo de analizar el impacto de diferentes estrategias de manejo sobre la producción de madera y el flujo de C en plantaciones de *Pinus patula*, se simularon 35 estrategias de manejo diferentes, distribuidas de la siguiente forma: 7 escenarios sin entresaca para diferentes turnos y 28 con entresaca, combinando tres variables de decisión (edad e intensidad de entresaca y edad del turno). Cada simulación suministró datos del C fijado, extraído (tanto en la entresaca como en el turno) y remanente (en el caso de la entresaca) por hectárea para todos los componentes del árbol y del bosque, así como C para tres categorías de uso final (pulpa, estación y aserrío).

Para realizar las diferentes simulaciones, se emplearon las ecuaciones de número de árboles por hectárea, área basal, rendimiento corriente y futuro en C para diferentes componentes del árbol (madera, corteza, ramas, acículas, conos y raíces) y del bosque (madera muerta, hojarasca fina y otras especies) y de volumen con y sin corteza, desarrolladas por Lopera & Gutiérrez (2000) para la especie en cuestión (ver también en estas memorias Lopera & Gutiérrez, 2001).

Criterios empleados para el análisis económico

El comportamiento de cada escenario de manejo simulado fue evaluado de acuerdo a dos criterios: retorno financiero y descuento del flujo de C.

Retorno financiero (VPN). Fue medido por medio del *valor presente neto* (VPN) de la producción de madera para un periodo de tiempo definido. Dentro de las simulaciones realizadas se presentan turnos diferentes para una misma edad e intensidad de entresaca, correspondiendo, según los postulados clásicos de la ingeniería económica, a alternativas con diferentes vidas útiles. Esto implicaría, en el caso que se empleara el VPN tradicional, la necesidad de realizar los cálculos para una frontera de tiempo u horizonte económico, equivalente al mínimo común múltiplo de todas las vidas útiles para una misma estrategia de entresaca (Tarquin & Blank, 1992; Valencia, 1988; Fabrycky & Thuesen, 1981). Para evitar estos inconvenientes, se acudió al cálculo del VPN según la fórmula de valor terminal del suelo propuesta por Faustmann (1849; citado por Clutter *et al.*, 1983 y González *et al.*, 1994) para ciclos sucesivos, calculada como:

$$VPN = \frac{\sum_0^{TF} (I_t - E_t) * (1+i)^{TF-t}}{(1+i)^{TF} - 1}$$

Donde:

I_t: ingresos por venta de madera en el año *t* (\$¹/ha).

E_t: egresos en el año *t* por establecimiento, manejo y administración (\$/ha).

TF: turno forestal.

i: tasa real de descuento (TRD).

1) La tasa de cambio utilizada fue 1 US\$ = 2250 \$ (pesos colombianos).

La estructura de costos (egresos y precios de la madera) para el cálculo del VPN fue suministrada por Industrias Forestales Doña María y Cipreses de Colombia y está basada en el paquete tecnológico para la especie que tienen establecido dichas empresas y en los precios a los cuales comercializa la madera de la especie en Colombia.

Para este trabajo, se asumió que los costos de la actividad forestal y los precios de la madera se mantienen constantes, por lo que el VPN se calculó con la tasa real de descuento (TRD), tal como lo hacen Hoen & Solberg (1994) y Boscolo *et al.* (1997); si no se hiciera de esta manera, se producirían sesgos que invalidarían las conclusiones (González *et al.*, 1994). La TRD involucra la tasa de interés efectiva y la inflación. Con el fin de determinar la sensibilidad del VPN a la tasa de interés, éste se calculó para cinco TRD diferentes: 2, 4, 6, 8 y 12%.

Descuento del flujo de C (VPN_C).

Siguiendo a Hoen & Solberg (1994), la fijación neta de C fue medida como la diferencia entre el C almacenado (fijado) y emitido año tras año por unidad de área. El flujo neto de la acumulación de C en cada año, fue entonces descontado por la TRD para obtener el valor presente neto o *descuento del flujo de C* (VPN_C), el cual fue calculado como Hoen & Solberg (1994), Boscolo *et al.* (1997) y Lopera & Gutiérrez (2001). El análisis tuvo en cuenta variaciones del C almacenado en la biomasa aérea y raíces, considerando además el C en los componentes del árbol, del bosque y en los usos finales de la madera; no se tuvo en cuenta el C del suelo, ya que éste no presentó una tendencia de incremento con respecto a la edad de la plantación (Lopera & Gutiérrez, 2000).

Para efectos de comparación con el retorno financiero (VPN), se recurrió al cálculo del VPN_C para doce (12) ciclos en el flujo de C, cada uno definido como el tiempo transcurrido desde el inicio de una rotación (año cero de una plantación) y el momento en el que se ha descompuesto el 99% del C fijado durante dicha rotación. Esto debido a que en todos los casos, el inicio de una rotación y por lo tanto de un ciclo, ocurre antes de terminado el anterior, lo que imposibilita el cálculo del VPN_C mediante el empleo de la fórmula de Faustman. Este procedimiento garantiza un flujo tan lejano al presente que el efecto de ciclos adicionales en el valor del VPN_C es prácticamente cero (Lopera & Gutiérrez, 2001).

Frontera de posibilidades y costo de oportunidad

Cada uno de los ajustes o combinación de los resultados de VPN y VPN_C para las diferentes estrategias de manejo, representa una divergencia con respecto a la *línea base* (situación sin proyecto). La línea base fue definida como la alternativa de manejo que maximiza el VPN; esto se debe a que en el momento de establecer una plantación con fines de producción de madera, se busca un manejo que reditúe las mayores ganancias, es decir, la estrategia que produzca un mayor VPN. La *adicionalidad* (C adicional al que ocurría en la situación sin proyecto) se presentaría entonces, al cambiar a una estrategia de manejo que fije más C, lo cual en muchos casos representa una disminución en los ingresos por venta de madera. En otras palabras, las ganancias (en dinero) que se dejan de percibir en el negocio tradicional (venta de madera) por un aumento en la fijación de C (en toneladas).

El *costo de oportunidad* de fijar C por medio de la actividad forestal se definió como el valor mínimo al que se podría negociar la captura de C para percibir ingresos iguales a los obtenidos por la venta de madera. Para obtener este costo, se graficó la *frontera de posibilidades* de producción entre VPN (eje de ordenadas) y VPN_C (eje de abscisas), la cual surge de la combinación de los resultados para todas las estrategias de manejo que producen el Óptimo de *Pareto*, donde una de las variables o niveles de producción (VPN o VPN_C) no puede ser aumentada sin disminuir la otra. Asumiendo que todas las posibles combinaciones de VPN_C y VPN están contenidas en un conjunto de puntos convexo, la frontera de posibilidades fue dibujada conectando los puntos extremos de la nube de datos entre VPN_C y VPN (Hoen & Solberg, 1994). De esta gráfica fue posible obtener el *costo de oportunidad*, el cual se calculó como la disminución en VPN dividida por el incremento en VPN_C : $d(VPN)/d(VPN_C)$.

Resultados

Estrategias simuladas

La edad de entresaca se definió tomando como criterio el momento en el que se alcanzan las máximas tasas de producción de madera y de fijación de C; así, se proponen tres edades de entresaca, las cuales corresponden al punto de incremento medio anual máximo en volumen sin corteza (12 años), C en el bosque total sin incluir suelos (16 años) y C en *P. patula* (19 años) (Lopera & Gutiérrez, 2000, 2001). De esta manera se

analizó el comportamiento del VPN y VPN_C cuando se hace la entresaca, beneficiando por un lado la tasa de producción de madera con fines comerciales y por el otro la tasa de fijación de C en el bosque total y en la especie. Se escogieron también dos intensidades de entresaca diferentes, una del 30% y otra del 60% del área basal, las cuales han sido comúnmente utilizadas en los bosques estudiados. Así mismo, el rango de turnos elegido corresponde al utilizado generalmente en este tipo de plantaciones en Colombia (Lopera & Gutiérrez, 2001).

Frontera de posibilidades de producción

De acuerdo con las consideraciones presentadas en la metodología, la *línea base* para cada TRD fue definida como aquella estrategia que maximiza el VPN ($VPN_{máx}$). Cada punto en las Figuras 1a. - 5a., representa la combinación entre VPN y VPN_C para cada una de las 35 estrategias de manejo simuladas. Vale la pena anotar que, aunque el cálculo del VPN y VPN_C fue hecho también para un periodo de planeación de 100 años, los resultados obtenidos fueron prácticamente iguales a los hallados para ciclos indefinidos (a excepción de una TRD del 2%), por lo cual se decidió calcular estos criterios para rotaciones perpetuas.

Los valores máximos y mínimos del VPN en los que se mueve la frontera de posibilidades, son menores al aumentar la TRD (Figuras 1a. - 5a.). Pueden incluso arrojar valores negativos en los dos últimos puntos que conforman la frontera, para una TRD del 8% (Figura 4a) y en todos los puntos con TRD del 12% (Figura 5a), indicando que para esta TRD, la actividad tradicional (con las estrategias simuladas) no sería rentable, por lo que el análisis se haría con base en la cantidad de dinero que se perdería de más por aumentar la fijación de C, en términos del VPN_C .

Costo de oportunidad de la fijación de C

A partir de la frontera de posibilidades fue graficado el costo de oportunidad (eje de las ordenadas en las Figuras 1b. - 5b.) de incrementar el almacenamiento de C, como la disminución en VPN causada por un aumento en el VPN_C . El VPN_C incrementado (VPN_{Cinc}), se definió como el aumento de VPN_C a partir de su valor correspondiente a la línea base, es decir, desde el punto donde ocurre $VPN_{máx}$. En el pie de la Tabla 1 se explican los códigos de las estrategias que componen el costo de oportunidad.

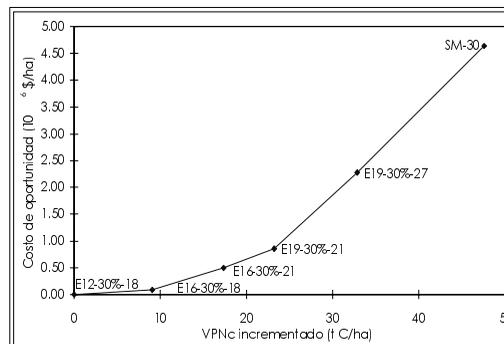
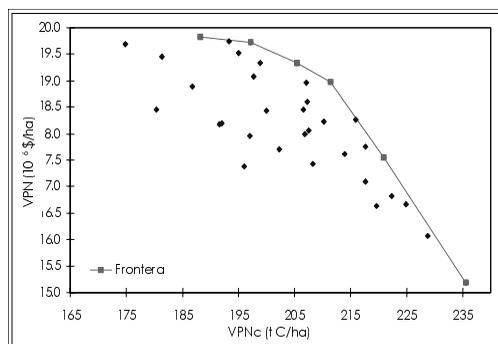


Figura 1. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 2%. b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 2%.

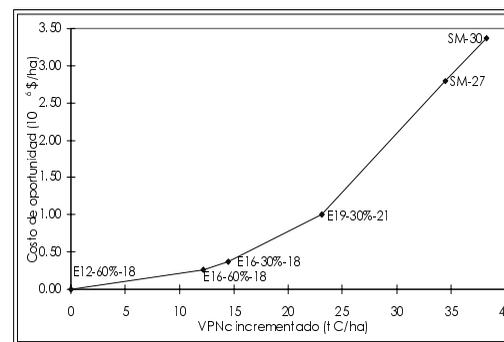
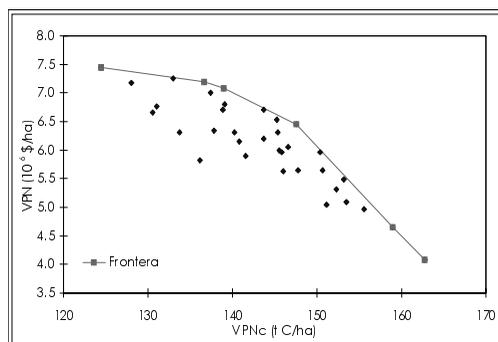


Figura 2. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 4%. b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 4%.

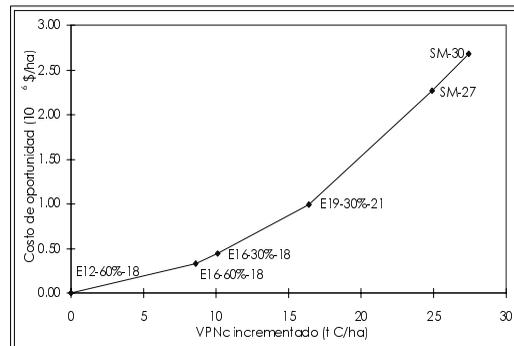
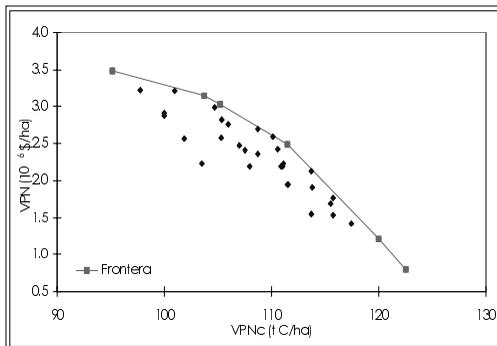


Figura 3. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 6%.
b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 6%.

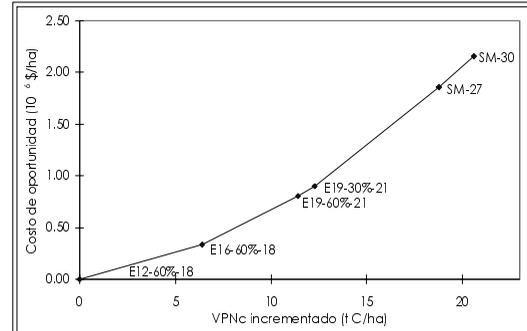
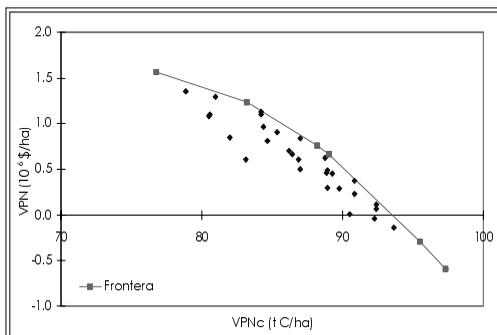


Figura 4. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 8%.
b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 8%.

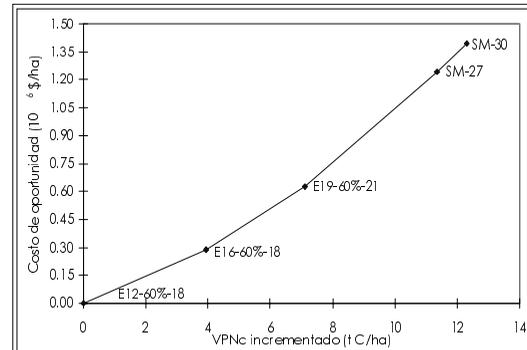
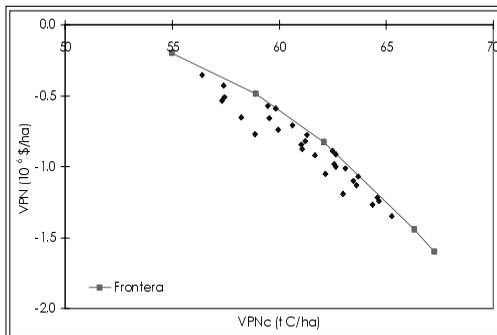


Figura 5. a) Frontera de posibilidades de producción entre VPN y VPN_C , para una TRD del 12%.
b) Costo de oportunidad de la fijación de C para una TRD del 12%.

Estrategias de manejo que componen la frontera de posibilidades y el costo de oportunidad

La gráfica de costo de oportunidad tiene su origen en el punto donde se maximiza el VPN ($VPN_{m\acute{a}x}$), el cual corresponde a su vez a la línea base. En este trabajo se definió el máximo potencial de incremento del VPN_C ($VPN_{Cm\acute{a}x}$) como el máximo VPN_C que se puede obtener

para cada TRD en las respectivas figuras de costo de oportunidad, correspondiente al punto más a la derecha de la gráfica.

La gráfica de costo de oportunidad se compone de una serie de puntos intermedios, los cuales corresponden a estrategias de manejo alternativas además del origen y $VPN_{Cm\acute{a}x}$, con las cuales es posible incrementar la fijación de C a niveles que no

necesariamente tengan que ser los máximos. Debido a que buena parte del análisis económico se basa en el comportamiento de estas estrategias, fue necesario codificarlas de acuerdo al tipo de manejo, la edad y nivel de entresaca y la edad del turno.

Para hacer el análisis de las tendencias encontradas en el comportamiento del VPN y VPN_C , se hacen las siguientes consideraciones, las cuales se deducen de las respectivas formulas de VPN y VPN_C :

- Debido a que en las fórmulas, el tiempo se encuentra como exponente en el denominador, los flujos de caja y C que ocurren más cerca al presente, repercuten más en el valor final de la sumatoria, tendiendo a cero los flujos que ocurren en un futuro más lejano.
- La tasa de interés, al ser parte de la base del denominador, hace más sensible el VPN a los flujos más cercanos al presente a medida que ésta aumenta. Esta es la razón por la cual fue necesario realizar el análisis contemplando diferentes TRD.

A partir de las consideraciones anteriores, se describen y analizan las siguientes tendencias observadas en el comportamiento de las estrategias que componen el costo de oportunidad, las cuales se pueden observar tanto en las Figuras 1b. - 5b. como en la Tabla 1:

- Debido a que en el VPN ocurren primero los egresos que los ingresos, este se verá *beneficiado* cuando las ganancias son más altas y ocurren más cerca del presente. Puesto que la línea base corresponde a la estrategia que maximiza el VPN, esta debe reflejar un comportamiento que beneficie la actividad tradicional maderera. Por esta razón, las estrategias que componen la línea base, excepto para una TRD del 2%, tienen en común una entresaca del 60% a los 12 años con un turno a los 18 años (E12-60%-18), la cual representa un ingreso más alto (en comparación con una entresaca del 30% en la que se extrae menos madera), en el momento más próximo al presente de las edades de entresaca consideradas, compensando así los altos gastos que ocurren en los primeros años. Para una TRD del 2% en cambio, la entresaca es del 30%, lo que denota que debido al interés más bajo, es más rentable recibir ingresos más bajos en el momento de la entresaca y dejar mayor número de individuos remanentes creciendo, para obtener mayores ingresos en el momento de la cosecha. Cabe resaltar que la edad de entresaca (12 años) en las estrategias con las que se obtienen los VPN_{max} para todas las TRD es la tenida en cuenta actualmente, por las

empresas propietarias de los bosques en los que se desarrolla la investigación, para el manejo de sus plantaciones y además, coincide con aquella donde se presenta el máximo incremento anual en volumen sin corteza.

- Contrario al VPN, en el VPN_C los ingresos (fijación de C en tejidos) ocurren primero que los egresos (emisiones debidas a la descomposición). Por ello, el VPN_C está influenciado positivamente por aquellas estrategias en las que las emisiones se realicen en menor cantidad y más lejos en el tiempo; esto puede explicar por qué las estrategias que corresponden a VPN_{Cmax} en todas las TRD, equivalen a aquellas sin entresaca a los 30 años (SM-30), siendo éste el turno más lejano del presente sin extracciones intermedias.

- Si se concibe la frontera de posibilidades, y por tanto el costo de oportunidad, como un gradiente en el que las primeras estrategias presentan un comportamiento que beneficia el VPN y a medida que se avanza en la curva tenderán a privilegiar el VPN_C , se puede explicar por qué tanto la edad e intensidad de la entresaca como la edad de cosecha, aumentan a medida que se avanza en la curva, es decir, a medida que aumenta el VPN_{Cinc} .

Precios de la fijación de C

Para cada estrategia de manejo que compone el costo de oportunidad, el *precio del carbono fijado* en \$/ha, fue hallado a partir de la división entre costo de oportunidad y VPN_{Cinc} . En la Tabla 1 se muestran las estrategias en el mismo orden que ocurren en la gráfica, relacionándolas con su respectivo costo de oportunidad, VPN_{Cinc} y precio de C fijado.

De la Tabla 1 se pueden extraer las siguientes tendencias, basadas en los valores obtenidos en la estrategia de VPN_{Cmax} (SM-30) para facilitar las comparaciones:

- El costo de oportunidad y el VPN_{Cmax} tienden a disminuir a medida que aumenta la TRD, pasando el primero de $4,64 \times 10^6$ \$/ha para una TRD del 2% hasta $1,39 \times 10^6$ \$/ha para una del 12% y el segundo de 47,51 tC/ha a 12,29 tC/ha.
- Debido a lo anterior, los precios del C fijado tienden a aumentar a medida que lo hace la TRD.

Tabla 1. Costo de oportunidad, VPN_{Cinc} , y precio del C fijado (PCF), de las diferentes estrategias que componen la curva de costo de oportunidad, para varias TRD.

TRD	Estrategia ¹	Costo de oportunidad (10 ⁶ \$/ha)	VPN_{Cinc} (tC/ha)	Precio del C fijado (PCF) ² (US\$/tC)
2%	E12-30%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-30%-18	0,09	9,02	4,6
	E16-30%-21	0,50	17,34	12,7
	E19-30%-21	0,85	23,20	16,3
	E19-30%-27	2,27	32,81	30,8
	SM-30	4,64	47,51	43,4
4%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,26	12,16	9,5
	E16-30%-18	0,37	14,49	11,3
	E19-30%-21	1,01	23,09	19,4
	SM-27	2,79	34,51	35,9
	SM-30	3,37	38,28	39,1
6%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,32	8,58	16,8
	E16-30%-18	0,44	10,09	19,6
	E19-30%-21	0,99	16,38	26,7
	SM-27	2,27	24,87	40,6
	SM-30	2,68	27,39	43,5
8%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,33	6,41	22,9
	E19-60%-21	0,81	11,41	31,4
	E19-30%-21	0,90	12,29	32,5
	SM-27	1,86	18,78	44,0
	SM-30	2,16	20,58	46,6
12%	E12-60%-18	0,00	0,00	0,0
	E16-60%-18	0,29	3,94	32,4
	E19-60%-21	0,63	7,11	39,1
	SM-27	1,24	11,34	48,7
	SM-30	1,39	12,29	50,4

¹ Para las simulaciones sin manejo el nombre de cada estrategia se compone de: las primeras dos letras (SM) indican sin manejo y el número después del guión la edad del turno. En el caso de entresacas, los números acompañados de la letra E indican la edad de la entresaca, seguida del porcentaje de área basal extraído y de la edad del turno.

² Precios en dólares calculados con la tasa de cambio proyectada para diciembre del 2000 equivalente a 2250 \$/US\$. Fuente: revista Dinero (2000).

Discusión

Evaluación de los precios de la fijación de C

Uno de los principales problemas para valorar la fijación de C es la falta de un mercado establecido; esto

hace que en la actualidad exista gran variación en los estimativos del precio según el método de cuantificación (impuestos, costos del daño y del control de emisiones, estimaciones basadas en el potencial del comercio de C, etc.) y la naturaleza de los proyectos (conservación de

reservas, proyectos agroforestales, manejo de bosques, establecimiento de plantaciones, etc.). Es tal la variación de precios, que, por ejemplo para Estados Unidos el costo de almacenamiento de C es estimado en 5 US\$/t C por Winjum *et al.* (1993, citados por Ramírez *et al.*, 1997) mientras que Lewis *et al.* (1995) lo calculan en 364 US\$/t C. Esto hace que las comparaciones sean difíciles pues al parecer, la factibilidad de la realización de este tipo de proyectos, así como el precio al que se podría negociar, dependen de múltiples factores tales como la oferta y la demanda de fijación de C, los costos de transacción, la naturaleza del proyecto, la adicionalidad, entre otros.

A diferencia de los análisis hechos por programas sofisticados de valoración, en los cuales se requieren impuestos al C entre 100 - 300 US\$/t C para lograr las reducciones del Protocolo de Kyoto, los expertos financieros argumentan que el comercio de emisiones de C puede lograr los mismos resultados con promedios de 20 US\$/t C (Richards & Stokes, 1995).

Experiencias en décadas pasadas a través de programas internacionales de implementación conjunta, han mostrado que los países tropicales en desarrollo ofrecen algunas de las oportunidades de más bajo costo para compensar C, debido a los bajos costos de la tierra y mano de obra, a pesar de los altos costos de transacción y los riesgos, en relación con los países desarrollados (Totten, 1999). Los proyectos para compensar C en países tropicales ofrecen algunos de los más bajos costos de oportunidad; análisis económicos, así como resultados empíricos de los proyectos existentes indican que el rango de costos varía de < 1 US\$/t C para prevenir la deforestación a menos de 5 US\$/t C para el establecimiento de plantaciones en áreas degradadas (Brown, 1997 y Totten, 1999).

A pesar de todas estas variaciones, se hacen algunas consideraciones generales con valores reportados en diversos estudios (Tabla 2):

- Dado los altos impuestos gravados a las emisiones de CO₂ en países desarrollados (16 - 172 US\$/t C) resulta atractiva la inversión en proyectos de plantaciones forestales, pues según los reportes de otros estudios y los resultados de éste, la fijación de C tendría un menor precio.

- Los proyectos agroforestales y de conservación presentan un bajo valor de fijación (0,25 - 3,7 US\$/t C) el cual es estimado al dividir el costo o la inversión total del proyecto por el número de toneladas de C mitigadas, que a su vez son calculadas no solo como la cantidad de C que fijan los bosques, sino como las que se dejan de

emitir al conservar los bosques y prevenir su degradación antrópica, al cambiar a tecnologías de aprovechamiento y transformación más eficientes, al hacer educación para la conservación, entre otras. De esta forma, este tipo de proyectos, que en la mayoría de los casos son financiados bajo los mecanismos de desarrollo limpio o la implementación conjunta, buscan muchos otros fines a parte de la fijación de C, y son subsidiados en diferente medida por las partes involucradas. Es así como, muchos de ellos se establecen en reservas o parques naturales de un determinado gobierno, con una infraestructura ya establecida y con políticas bien estructuradas de uso del suelo, por lo que los costos no involucran la adquisición de tierras, ni costos de establecimiento y manejo de la masa arbórea.

- Los costos obtenidos en esta investigación, los cuales dependen de la TRD y del número de toneladas de C fijadas en cada una de ellas (Tabla 1) se encuentran dentro del rango de precios de almacenamiento de C en plantaciones de varias partes del mundo.

- En el caso de Costa Rica, también se encuentra gran variación en los precios a los cuales se ha negociado, que van desde 10 hasta 58,6 US\$/t C (Ramírez *et al.*, 1997); esto puede reafirmar el hecho de que dadas las condiciones actuales del comercio de C, es complicado predecir precios y definir las estrategias más viables para una eventual negociación.

Costos de reducción de las actividades implementadas conjuntamente (AIJ)

El programa de AIJ fue establecido en 1995 con el propósito de estimular el conocimiento sobre la protección contra el cambio climático y de incrementar la transferencia de tecnología de países desarrollados a aquellos en desarrollo, recolectando experiencia sobre las oportunidades y obstáculos para la implementación conjunta de políticas y medidas para evitar el cambio climático. Las AIJ se constituyen en las primeras estrategias reales de negociación, las cuales pueden debelar tendencias en el comportamiento de cada una de las actividades así como en la distribución de los proyectos.

En total se han desarrollado 143 proyectos dentro de los siete tipos de actividad que contempla el programa. Después de la captura de gases fugitivos (Cap. gas. fugit.), las actividades de *uso de la tierra, cambio en el uso de la tierra y silvicultura* (UTCUTS), dentro de las que

Tabla 2. Valores del precio de fijación de C para diferentes regiones del mundo y tipos de proyectos.

País o región	Valor (US\$/t C)	Observaciones	Fuente
GENERALES			
No especificado	36,7- 102,5	Costo de daño de liberación CO ₂	Carranza <i>et al.</i> (1996) ¹ , Fankhauser (1995) ¹
Dinamarca, Finlandia, Países Bajos, Noruega, Suecia, Italia	16 - 172	Impuestos al C	Muller (1996) ² , Totten (1999)
Países industrializados.	10- 20	Costos de control de emisiones en países industrializados	Ramírez <i>et al.</i> (1997)
Mercado EEUU	30 - 40	Estimaciones basadas en el potencial del comercio de C	World Bank (1999) ³
Mercados japoneses y europeos	70 - 80	Estimaciones basadas en el potencial del comercio de C	World Bank (1999) ³
En general	17- 20	Estimaciones basadas en el potencial del comercio de C	Manne & Richels (1994) ³
CONSERVACIÓN			
Paraguay	0,25	Compensación de 14,5 x 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 3,8 * 10 ⁶ , en 60000 ha a 35 años.	Moura-Costa & Stuart (1998)
Costa Rica: reserva de protección Braulio Carrillo	1,64	Secuestro de 7,6 x 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 12,5 * 10 ⁶ en 290000 ha	Totten (1999)
Belice: área de conservación Río Bravo	2,3 - 3,0	Mitigación y secuestro de 1,6 - 2,4 * 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 5,7 * 10 ⁶	Totten (1999), TNC ⁴ (1999a)
Bolivia: reserva natural Noel Kempff	0,63	Mitigación y secuestro de 15 * 10 ⁶ t C con una inversión de US\$ 9,5 * 10 ⁶	Totten (1999), TNC (1999b)
AGROFORESTALES			
Brasil: estado de Matto Grosso	1,3	Plantación de 10 * 10 ⁶ de árboles en 12000 ha con una inversión de US\$ 10,8 * 10 ⁶	Peugeot (s.f)
Rusia	3,7	Reducción de la erosión del suelo e incremento del C en la agricultura marginal	Totten (1999) Totten (1999)
México	10	Fijación de C, a través de programas agroforestales	

Tabla 2. (Continuación).

País o región	Valor (US\$/t C)	Observaciones	Fuente
ALMACENAMIENTO EN PLANTACIONES Y BOSQUES MANEJADOS			
Argentina	31		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Australia	5		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Brasil	10		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Canadá	11		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
México	4		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
EEUU	5		Winjum <i>et al.</i> (1993) ¹
Trópico	5		Cline (1992) ¹
Zona templadas y países desarrollados	20		Cline (1992) ¹
EEUU	364	Costo de almacenamiento a escala regional por medio del costo neto total anual	Lewis <i>et al.</i> (1995)
Malasia	7,6	Aumento del C fijado en bosques de naturales por utilizar métodos de cosecha de impacto reducido	Moura-Costa & Stuart (1998)
Noruega	79	Bosques boreales. VPNC02 TRD 2 y 3%	Hoen & Solberg (1994)
Malasia	3,3	Bosques tropicales de tierras bajos VPNC02 TRD 6% aumentando diámetro de corta	Boscolo <i>et al.</i> (1997)
Malasia	5	Bosques tropicales de tierras bajos VPNC02 TRD 6% Costo de impacto de aprovechamiento reducido	Boscolo <i>et al.</i> (1997)
CASOS Y NEGOCIADOS			
Costa Rica	36,6 - 58,6	Negociado en implementación conjunta (IC)	Ramírez <i>et al.</i> (1997)
Costa Rica	10	Venta de bonos a Noruega	Ramírez <i>et al.</i> (1997), Castro (1996) ²
Costa Rica	20	Venta de bonos a USA	Ramírez <i>et al.</i> (1997)

¹ Citados por Ramírez *et al.* (1997); ² Citados por Boscolo *et al.* (1997); ³ Citado por Totten (1999), ⁴ The Nature Conservancy (1999).

estarían incluidos los proyectos forestales, presentan los costos de reducción promedio más bajos (Figura 6). El precio mínimo obtenido por este estudio se encuentra considerablemente por debajo del promedio reportado para las UTCUTS; a su vez, el precio máximo¹ está por debajo de otras actividades tales como el uso de energías renovables (Renov.) y la sustitución de combustibles fósiles (Sust. Comb.), mostrando esto lo atractivo de la inversión en este tipo de proyectos (Figura 6).

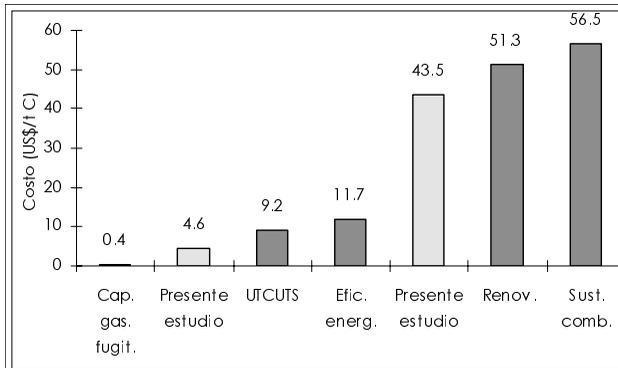


Figura 6 Costo de reducción promedio por tipo de actividad (Modificado de Schwarze, 2000).

Conclusiones

El método de valoración presenta la ventaja de no depender de un supuesto en los precios internacionales de la fijación de C, los cuales generan aun gran incertidumbre, pues el mercado no se ha consolidado; su desventaja radica en la alta sensibilidad de los precios a las tasas de interés (TRD). Por ello se analizaron las tendencias para varias TRD, dando elementos para evaluar las posibilidades de realizar este tipo de negociaciones.

Los precios de la tonelada de C fijada quedan supeditados a los siguientes factores:

- La TRD interna, la cual refleja en gran medida la situación económica del país. Sí ésta es más alta, por ejemplo del 12%, los costos de este servicio se incrementan pudiendo hacer menos atractiva la inversión
- Las condiciones del mercado tanto de la madera como de la fijación de C, pues si se establecen precios por debajo de los obtenidos para determinadas

² Para las comparaciones se excluyeron aquellos precios correspondientes a estrategias con VPN negativos en la frontera de posibilidades (dos últimas estrategias en TRD del 8% y todas para TRD del 12%), pues para estos casos, ninguna actividad sería factible debido a que arrojaría pérdidas.

condiciones económicas o TRD, sería más atractivo continuar con la actividad tradicional de producción de madera.

- Las nuevas decisiones que se tomen acerca del papel de los bosques en la mitigación del calentamiento global.

Las actividades UTCUTS implementadas conjuntamente, muestran las ventajas comparativas de los proyectos forestales frente a otros tipos de proyectos, en cuanto a la eficiencia en la reducción de GEI y en cuanto a los costos de reducción, que en el presente estudio mostraron ser medianamente competitivos con los proyectos UTCUTS implementados conjuntamente y altamente competitivos con otros tipos de proyectos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Cipreses de Colombia, Industrias Forestales Doña María, Empresas Públicas de Medellín y Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por financiar y apoyar en todo momento esta investigación. Así mismo, a los profesores Alvaro Lema, Huberto González, Sergio Orrego, Ignacio del Valle, por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Bibliografía

- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. & PANAYOTOU, T. 1997. Simulating options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics*. Cambridge University Press. 22-29 pp.
- BROWN, S. 1997. Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono. Ankara, Turquía: Congreso Forestal Mundial. 107-121 pp.
- CLUTTER, J.; FORSTON, J.; PENAAR, L.; BRISTER, G. & BAILEY, R. 1983. Timber management: a quantitative approach. New York: John Wiley & Sons. 333 p.
- DELANEY, M., BROWN, S.; LUGO, E.; TORRES-LEZAMA, A. & BELLO-QUINTERO, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13: 697-708.
- DINERO. 2000. Indicadores. (111): 108-110.
- FABRYCKY, W.J. & THUESEN, G.T. 1981. Decisiones económicas: análisis y proyectos. Colombia: Prentice Hall. 429 p.

- FLINT, E.P. & RICHARDS, J.F. 1994. Trends in carbon content of vegetation in south and southeast Asia associated with changes in land use. Cap. 6: 201-299 pp. En: DALE, V.H. (Ed.). Effects of land-use changes on atmospheric concentrations. South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer - Verlag.
- GONZÁLEZ, H.; PIEDRAHITA, E. & VÉLEZ, N. 1994. Fundamentos técnicos y financieros para el manejo de plantaciones forestales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 224 p.
- HOEN, H. & SOLBERG, B. 1994. Potencial and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40(3): 429-451.
- LEWIS, D.; TURNER, D. & WINJUM, J. 1995. An inventory-based procedure to estimate economic costs of forest management on a regional scale to conserve and sequester atmospheric carbon. *Ecological Economics* 16: 35-49.
- LOPERA, G.J. & GUTIÉRREZ, V.H. 2001. Flujo de carbono y respuesta a diferentes estrategias de manejo en plantaciones tropicales de *Pinus patula*. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile. 18-20 de octubre de 2001.
- LOPERA, G.J. & GUTIERREZ, V.H. 2000. Viabilidad técnica y económica de la utilización de plantaciones de *Pinus patula* como sumideros de CO₂. Tesis de grado ingeniería forestal, Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 184 p (www.colforest.com.co/co2).
- MOURA-COSTA, P. & STUART, M. 1998. Forestry - based greenhouse gas mitigation: a short story of market evolution. *Commonwealth Forestry Review* 77(3): 191-202.
- PEUGEOT. Sin fecha. www.psa-peugeot-citroen.com/presse/en_98010.html.
- RAMÍREZ, Ó.; GÓMEZ, M. & SHULTZ, S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from the ecological economics perspective. Beijer Research Seminar. Costa Rica. 28 p.
- RICHARDS, K.R. & STOKES, C. 1995. National, regional and global carbon sequestration cost studies: a review and critique. USA: Pacific Northwest Laboratories.
- SCHWARZE, R. 2000. Activities implemented jointly: another look at the facts. *Ecological Economics* 32: 255-267.
- TARQUIN, A.J. & BLANK, L.T. 1992. Ingeniería económica. México: Mcgraw Hill. 558 p.
- THE NATURE CONSERVANCY (TNC). 1999a. El secuestro de carbono en los bosques de Belice. www.tnc.org.
- THE NATURE CONSERVANCY (TNC). 1999b. Noel Kempff proyecto de acción climática. www.tnc.org.
- TOTTEN, M. 1999. Getting it right: Emerging markets for storing carbon in forests. Washington: Forest trends, World resources institute. 45 p.
- VALENCIA, E. 1988. Decisiones económicas en la ingeniería: Ingeniería económica. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 474 p.

Metodología para la Cuantificación de Existencias y Flujo de Carbono en Plantaciones Forestales

Víctor Hugo Gutiérrez Vélez y Gabriel Jaime Lopera Arango

Universidad Nacional de Colombia

e-mail: gajalopera@mixmail.com

victorhugo@colforest.com.co; victorex12@hotmail.com

Resumen

Para realizar proyectos forestales de captura de CO₂, es necesario desarrollar metodologías que permitan, por una parte, medir y cuantificar de manera confiable y a bajo costo, el C almacenado en dichas coberturas, y por la otra, predecir el comportamiento del C en cualquier momento durante el crecimiento de la plantación.

En esta investigación se establecieron 44 parcelas en plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años para el sitio promedio. En cada una se apeó un árbol con *dn* aproximadamente igual al *dq* y morfológicamente representativo del lugar. En todas las parcelas se evaluó el C en: componentes de los árboles de la especie plantada (madera, corteza, ramas, acículas y conos), las raíces fueron calculadas de otros estudios, hojarasca fina, necromasa, otras especies diferentes de *P. patula* creciendo dentro de la plantación y suelos. El C total de *P. patula* en plantaciones sin entresaca fluctuó entre 48,6 y 287,1 t C/ha y en aquellas con entresaca entre 76,3 y 223,3 t C/ha. El C en la madera representó el 56,3% y 54,2% del total en plantaciones sin y con entresaca respectivamente. El C promedio en el suelo hasta 50 cm fue de 213,18 t C/ha, con un 65,4% localizado en los primeros 25 cm. El C total en la plantación (CT) incluyendo todos los componentes y los suelos, osciló entre 234,4 y 543,6 t C/ha para rodales sin entresaca y entre 196,9 y 483,6 t C/ha para los manejados, con un 58,9% y 53,4%, respectivamente, representado en los suelos. El C en *P. patula* fue el segundo componente con mayor porcentaje del CT, con un 34,5% para plantaciones sin entresaca y 39,53% con entresaca. Los resultados obtenidos concuerdan con la mayoría de estudios revisados, validando así la metodología empleada.

Palabras clave: fijación de carbono, cambio climático, *Pinus patula*, biomasa, hojarasca fina, necromasa, plantaciones tropicales, Protocolo de Kyoto.

Introducción

Actualmente existe gran preocupación en el ámbito mundial por el aumento acelerado de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, considerados los causantes del cambio climático. El GEI con mayor efecto proporcional en el calentamiento global es el dióxido de carbono (CO₂); responsable de más de la mitad de este fenómeno.

En torno a este problema, se ha generado en la última década una interesante corriente en términos de coordinación de acciones internacionales para mitigar el calentamiento global y así evitar las graves consecuencias que esto traería para la vida en la tierra. Uno de los mayores avances lo constituye el Protocolo de Kyoto (PK), en el que la mayoría de países industrializados se

comprometen a reducir, cuantificadamente, sus emisiones de GEI. El PK permite además a estos países, emplear diferentes instrumentos de flexibilidad para cumplir sus compromisos. Entre ellos se encuentran los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL), los cuales brindan la posibilidad de invertir en proyectos de reducción de GEI en países en desarrollo (sin compromisos de reducción), promoviendo además en éstos un desarrollo sostenible.

Entre los diferentes tipos de proyectos de reducción de CO₂, las plantaciones forestales constituyen una interesante alternativa, ya que pueden absorber grandes cantidades de este GEI desde la atmósfera, almacenando el C en los tejidos vegetales y en el suelo. Para realizar este tipo de proyectos, es necesario desarrollar metodologías que permitan, por una

parte, medir y cuantificar de manera confiable y a bajo costo, el C almacenado en dichas coberturas, y por la otra, predecir el comportamiento del C en cualquier momento durante el crecimiento de la plantación. A continuación se presenta una metodología desarrollada para estos propósitos, la cual integra y adecúa diferentes propuestas elaboradas en otros estudios, tanto en bosques naturales como plantados.

Metodología

Sitio de estudio

El estudio se realizó en los municipios de La Estrella, Heliconia y Medellín (departamento de Antioquia, Colombia), ubicados a 6° N de latitud, 75° de longitud y a una altura entre 1900 y 2300 msnm. La región se encuentra sobre la cordillera Central colombiana, con un relieve que varía de escarpado a muy escarpado y pendientes superiores al 45%. Los promedios de temperatura anual máxima y mínima son de 19 y 17 °C respectivamente, y la precipitación alcanza los 2000 mm/año. Las zonas de vida predominantes, según el sistema de clasificación de Holdridge (1978), son bosque húmedo premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB). Los suelos de la zona son desarrollados a partir de rocas metamórficas, con depósitos de cenizas volcánicas en las partes altas de las vertientes y en áreas de menor pendiente (Cano, 1996; Galvis & Posada, 1996; Acevedo & Posada, 1994).

Tamaño de la muestra

Se establecieron 41 parcelas en plantaciones de *Pinus patula*, seleccionadas de tal manera que cubrieran un amplio rango de edades (6,47 - 29,61 años) y clases diamétricas, las cuales se distribuyeron en rodales no entresacados y con distintas intensidades de entresaca para el sitio promedio ($S = 21 \pm 2$ m/20 años ~ altura de los árboles dominantes a los 20 años). Además, se establecieron 3 parcelas en plantaciones de 0,42 años, con el objetivo de medir el C en los suelos y establecer posibles variaciones de este parámetro con la edad.

Establecimiento de parcelas y selección de los árboles a apear

Para evitar los problemas provenientes de parcelas no ubicadas al azar, dentro de cada clase de edad se sortearon distintos puntos en el rodal, corroborando siempre, por medio de ecuaciones de índice de sitio, en función de la altura de los árboles dominantes, que correspondieran al sitio promedio. En cada lugar se estableció una parcela circular semipermanente de 250

m² en la que se midió, con cinta métrica (precisión 1 mm), el diámetro normal (*dn* a 1,3 m del suelo) a todos los individuos. Con esta información se calculó el área basal por hectárea (*G*) y a partir de ésta, el diámetro del árbol de área basal promedia (*dq*). El árbol seleccionado para el apeo fue aquel con un *dn* aproximadamente igual al *dq* y que presentó características morfológicas (altura, ramificación, forma de copa) representativas de los árboles de la parcela.

Componentes muestreados del árbol

Una vez apeado el árbol, se separaron y pesaron en campo (con báscula de precisión 0,1 kg) los diferentes *componentes del árbol*: fuste, ramas principales y terminales, acículas y conos. Posteriormente, se midió la altura del fuste (*H*) y el diámetro con corteza en cada décimo de su altura. El fuste fue aserrado en diez trozas de igual longitud. Luego de pesar las trozas, a cada una se le cortó un disco (con espesor aproximado de 4 cm) en su extremo inferior, para la determinación del peso seco de la madera y la corteza. Para obtener el peso seco de los otros componentes se recolectaron muestras de aproximadamente 1 kg de cada uno de ellos y se empacaron en bolsas de plástico debidamente rotuladas, para ser secadas en laboratorio.

En este estudio no se hicieron mediciones en campo de la biomasa de raíces, la cual fue calculada como un 19% con respecto a la biomasa total (aérea más raíces), según reportes para plantaciones de *Pinus patula* en el sur y sudeste asiático (Flint & Richards, 1994).

Componentes muestreados del bosque

Los datos de inventarios forestales han sido frecuentemente utilizados en la estimación de la biomasa aérea de árboles vivos incluyendo hojas, ramas, flores / frutos, corteza y tronco (Brown *et al.*, 1989; Brown & Lugo, 1992). Sin embargo, muy pocos inventarios forestales (en bosque natural o plantación) en los trópicos incluyen datos de la estimación directa de la materia orgánica de otros *componentes del bosque* (Delaney *et al.*, 1997) como hojarasca fina, necromasa o madera muerta y suelos.

Para el pesaje en campo se utilizó una báscula con precisión de 0,1 kg. Además, a cada uno de estos componentes se le colectaron muestras de aproximadamente 1 kg para la determinación del peso seco tal como se hizo con los componentes del árbol.

Necromasa o madera muerta (MM). Incluyó la fracción fina ($\geq 2,5$ cm y < 10 cm de diámetro) y gruesa (≥ 10 cm de diámetro) del piso del bosque (madera caída)

y los árboles muertos en pie con $dn \geq 10$ cm. La *necromasa fina* (NF) y *gruesa* (NG), fue recolectada (y pesada) en parcelas circulares concéntricas de 100 y 250 m² respectivamente, cuyo centro fue el mismo de la parcela para la determinación del dq (Figura 1). La NG caída (≥ 10 cm de diámetro) se pesó separadamente según su grado de descomposición, clasificada en: sana, intermedia y podrida, debido esencialmente a las diferencias en el contenido de humedad (Delaney *et al.*, 1997). A los árboles muertos en pie se les midió dn y H , y su necromasa fue estimada usando la ecuación obtenida por Lopera & Gutiérrez (2000), para la determinación de la biomasa total de árboles vivos, descontando un 10% por pérdida de acículas y ramas, como lo sugieren Delaney *et al.* (1997) y Brown & Lugo (1982). La madera muerta (MM) se definió como la suma de la necromasa en el piso del bosque y la de los árboles muertos en pie.

Hojarasca fina (HF). Consistió de hojas, acículas, frutos / flores, corteza y ramitas menores de 2,5 cm de diámetro en el piso del bosque. Para su recolección y pesada en campo, se establecieron tres subparcelas en el límite de la parcela de necromasa fina, separadas por un ángulo de aproximadamente 120° con respecto al centro de ésta (Figura 1). Para tal fin, se empleó un cuadrante de 50 x 50 cm (0,25 m²), tal como el usado por Delaney *et al.* (1997). Este cuadrante fue ubicado

horizontalmente con respecto al terreno para corregir directamente el área por la pendiente.

Otras especies (OSp). Debido a que en algunos rodales se encontraron especies diferentes de *P. patula* creciendo dentro de la plantación, se decidió incluir este componente en las estimaciones de biomasa. Para tal fin, se midió dn a aquellos individuos diferentes de *P. patula* con $dn \geq 2,5$ cm, dentro de la parcela de NF, es decir, en un área de 100 m². La vegetación no leñosa y aquella con $dn < 2,5$ cm no fueron consideradas en este trabajo. La biomasa aérea de otras especies fue hallada utilizando la siguiente ecuación de árbol individual (*BOSp_i*) obtenida por Álvarez (1993), como una aproximación al carecer de otros modelos al respecto:

$$BOSp_i = -2,419 + 1,316 * \ln(dn^2)$$

Donde: *BOSp_i*: biomasa (en kg) de árbol individual de otras especies ($R^2 = 94\%$)
 dn : diámetro normal en cm.

La biomasa de raíces de otras especies se calculó como una proporción del 18% de la biomasa total, obtenida a partir de datos hallados por Delaney *et al.* (1997) en Venezuela, en la misma zona de vida en la que se realizó este estudio (bh-M).

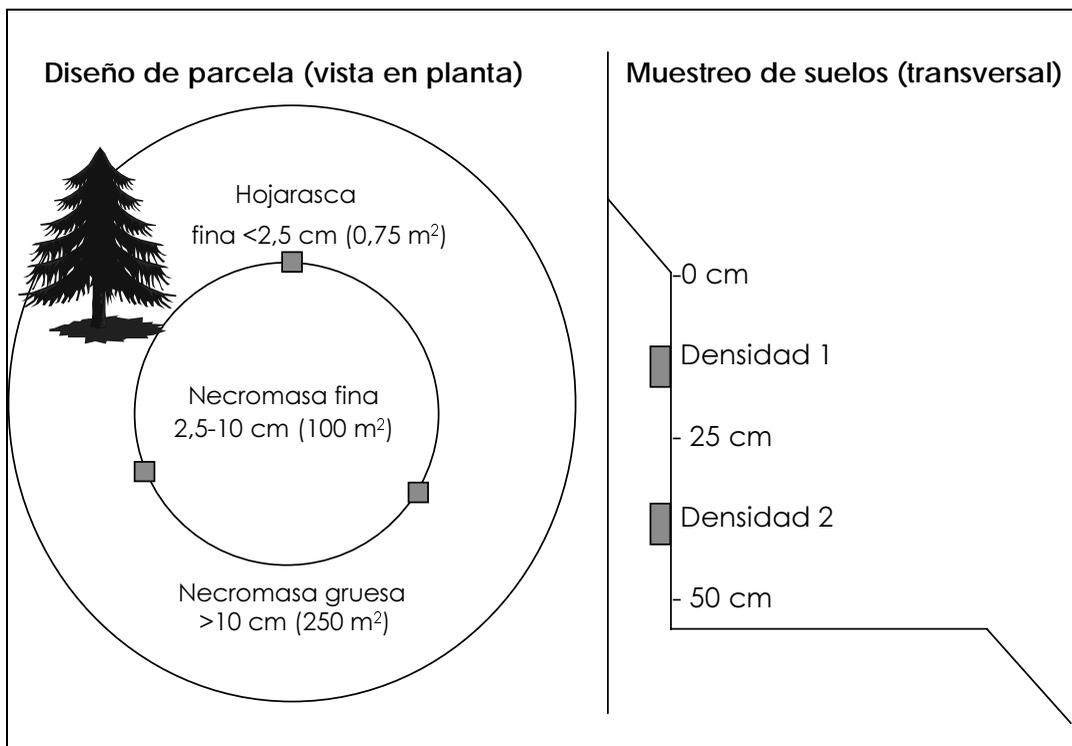


Figura 1. Diseño del muestreo.

Muestreo del C en el suelo. Se utilizó la metodología propuesta por Delaney *et al.* (1997), introduciendo una variación, pues ellos proponen la excavación de una calicata de 1 m x 1 m x 1 m, mientras que en esta investigación se penetró hasta una profundidad de 50 cm o hasta la roca madre cuando estuvo por encima de esta profundidad. En los tres sitios de cada parcela en los que se realizó el muestreo de HF, se hicieron tres hoyos, en los que se colectaron muestras de suelo para el análisis de C a dos profundidades: 0 a 25 cm y 25 a 50 cm. A su vez, en el punto medio de cada profundidad, es decir, a los 12,5 cm y 37,5 cm, se tomó una muestra de suelo (con un cilindro de 6 cm de diámetro) para determinación de la densidad aparente (d_a) (Figura 1). Al final, se obtuvieron (en cada parcela) dos muestras para análisis de C en el suelo resultantes de la homogeneización de las obtenidas en cada profundidad y seis (tres para cada profundidad) para determinación de d_a . El C total del suelo (CST en tC/ha) hasta una profundidad de 50 cm, fue calculado como (Bashkin & Binkley, 1998):

$$CTS = (CC_1 * d_{a1} * VCS_1) + (CC_2 * d_{a2} * VCS_2)$$

Donde:

CC: contenido de C (hallado directamente en laboratorio) expresado como una proporción del peso seco.

VCS: volumen de la capa de suelo en m³/ha (0,25 m * 10000 m²/ha = 2500 m³/ha)

1, 2: profundidad 1 (0 - 25 cm) y profundidad 2 (25 - 50 cm)

d_a : densidad aparente: relación entre peso seco al horno / volumen del cilindro

Trabajo de laboratorio

Simultáneamente con el trabajo de campo, se secaron en laboratorio, a temperatura de 103 ± 2 °C hasta obtener peso constante, cada una de las muestras obtenidas en campo. El peso verde y seco de las submuestras fue obtenido con báscula de precisión 0,01 g. Para la determinación del diámetro sin corteza, a cada rodaja colectada, se le midió el espesor de corteza en cuatro puntos y se tomaron muestras de corteza lignificada (CL) y corteza no lignificada (CNL) para la obtención del peso seco.

Para realizar el análisis de contenido de C (CC) de suelos y de cada uno de los componentes (proporción de C en la materia orgánica seca), se tamizaron en malla de 2 mm las muestras de suelo y de 0,5 mm los tejidos vegetales, luego se pulverizaron y homogeneizaron submuestras de cada uno de los componentes. El CC se determinó directamente (análisis de C elemental) por combustión en seco en un analizador CHN (LECO Corporation, St. Joseph, Michigan, USA). Todos los datos de biomasa y necromasa seca por hectárea, se convirtieron a C multiplicando por el CC de cada componente.

Resultados

Contenido de carbono (CC)

El CC promedio de los diferentes componentes del árbol y del bosque fue 51,22% (la desviación estándar fue tan solo 1,97), variando entre 49,01 - 56,61% para corteza no lignificada y lignificada, respectivamente. En la necromasa se evidenció una leve tendencia al decrecimiento del CC a medida que el grado de descomposición fue mayor (Tabla 1).

C en los componentes del árbol

En plantaciones sin entresaca, el C total de *P. patula* incluyendo raíces, fluctuó entre 48,6 (a los 6,5 años) y 287,1 t C/ha (a los 29,6 años), mientras que en aquellas entresacadas el rango osciló entre 76,3 (a los 14,3 años) y 223,3 t C/ha (a los 19,8 años). La madera fue el componente del árbol con mayor porcentaje de C del total, con un 56,32% y 54,20 en plantaciones sin y con entresaca respectivamente. El porcentaje de C de ramas y conos se vio incrementado por la entresaca, al pasar en el primer caso de 16,47% en plantaciones sin entresaca a 19,17% en aquellas entresacadas y en el segundo de 0,43% a 1,35%. La variación en el porcentaje de C en las raíces (18,6 - 18,7%) en relación con el asumido para la biomasa (19%), se debe al CC diferencial de cada componente (Figura 2).

C en los componentes del bosque

C en el suelo. El espesor promedio del horizonte A en las plantaciones muestreadas, fue de 24 cm. El C promedio total del suelo hasta una profundidad de 50 cm, fue de 213,18 t C/ha. En todas las parcelas el C en el suelo decreció con la profundidad, con un 65,38% localizado en los primeros 25 cm (Tabla 2).

1) Debido a que el C en los suelos decrece con la profundidad (Delaney *et al.*, 1997) y está concentrado en gran medida en el horizonte A, se hicieron algunas mediciones en campo, en las que se estableció que el espesor promedio de dicho horizonte en la zona era de 20-30 cm, por lo cual se decidió trabajar solo hasta una profundidad de 50 cm.

Tabla 1. Contenido de C de los componentes analizados como un porcentaje del peso seco.

Componente	Número de muestras analizadas	Contenido de C (%)
Componentes del árbol		
Madera (<i>Md</i>)	41	51,20
Corteza lignificada (<i>CrL</i>)	1	56,61
Corteza no lignificada (<i>CrNL</i>)	1	49,01
Ramas principales (<i>Rp</i>)	1	50,67
Ramas terminales (<i>Rt</i>)	1	51,10
Acículas (<i>A</i>)	1	51,01
Conos (<i>Cn</i>)	1	51,90
Promedio (desviación estándar)		51,64 (2,36)
Componentes del bosque		
Hojarasca fina (<i>HF</i>)	1	50,25
Necromasa fina (<i>NF</i>)	1	51,62
Necromasa gruesa intermedia (<i>NGI</i>)	1	50,24
Necromasa gruesa podrida (<i>NGP</i>)	1	49,78
Promedio (desviación estándar)		50,47 (0,80)
Promedio total de tejidos vegetales		
		51,22 (1,97)
Suelos		
C 0 - 25 cm	43	10,01
C 25 - 50 cm	43	5,32

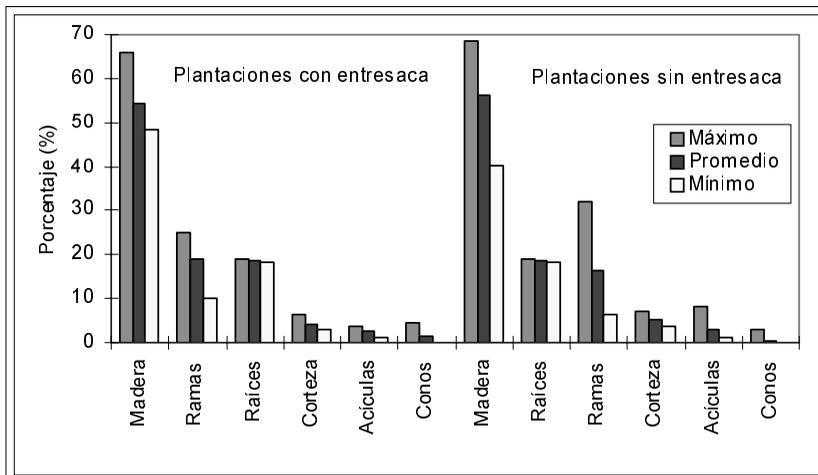


Figura 2. Porcentaje de C de cada componente del árbol con respecto al total (aérea más subterránea) en plantaciones con y sin entresaca.

Tabla 2. C en el suelo

Descripción	Promedio	Rango		Desviación estándar
		Máximo	Mínimo	
Horizonte A (cm)	24,1	38,5	1,0	7,50
C en 0 - 25 cm (t C/ha)	139,54	208,18	60,95	39,47
C en 25 - 50 cm (t C/ha)	73,64	150,13	32,85	23,44
CST (t C/ha)	213,18	320,23	93,80	57,92
%C profundidad 0 - 25 cm	65,38	75,10	46,85	5,36
%C profundidad 25 - 50 cm	34,62	53,15	24,90	5,36

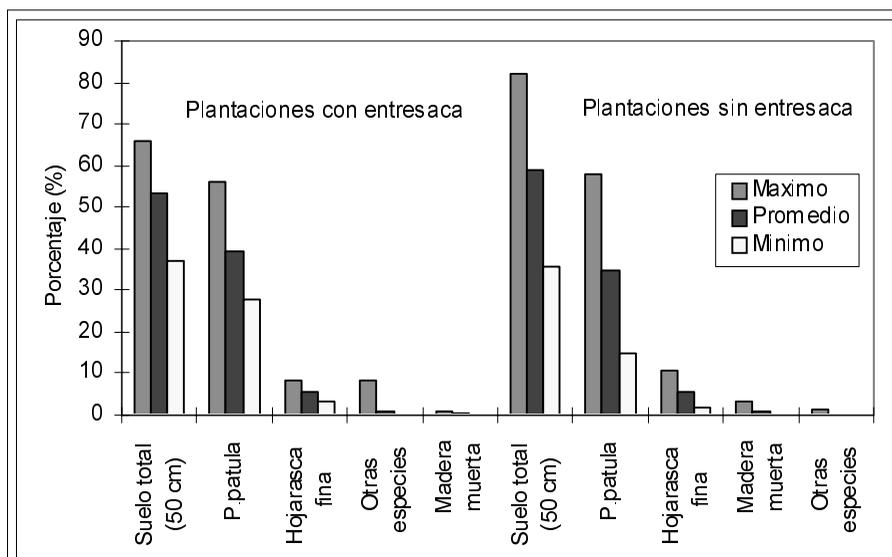


Figura 3. Porcentaje de C de los componentes del bosque con respecto al total (incluyendo suelos) en plantaciones con y sin entresaca.

C total y su distribución entre componentes del bosque. El C total en la plantación, incluyendo todos los componentes del bosque y los suelos, osciló entre 234,4 - 543,6 t C/ha para rodales no entresacados y entre 196,9 - 483,6 t C/ha para aquellos con entresaca. Más de la mitad del C total está almacenado en los suelos, con un 58,86 y 53,45% en promedio para plantaciones sin y con entresaca respectivamente. Sin embargo, estos porcentajes de C en el suelo con respecto al total, variaron considerablemente (35,69 - 82,12% sin entresaca y 37,02 - 66,02% con entresaca) de acuerdo con la edad de plantación (Figura 3), siendo superior al promedio en aquellas edades tempranas, donde la biomasa de los componentes del bosque, a pesar de que está fijando C, posee bajas cantidades de C almacenado.

El C almacenado en *P. patula*, incluyendo C en la biomasa aérea y raíces, fue el segundo componente con mayor porcentaje de C con respecto al total, con valores para plantaciones sin entresaca de 34,58% y con entresaca de 39,53% (Figura 3).

El porcentaje promedio de los otros componentes de la plantación (hojarasca fina, madera muerta y otras especies) fue inferior al 8% del total. En la hojarasca fina, el porcentaje promedio de C fue prácticamente igual en plantaciones entresacadas (5,73%) y no entresacadas (5,62%); sin embargo, al observar los rangos (Figura 3), en éste último escenario se obtuvo valores hasta de 10,48%, debido a la presencia de una mayor cantidad de árboles aportando acículas. Situación diferente ocurre con el porcentaje promedio de C de la madera muerta, el cual disminuye de 0,84% a 0,29% al hacer el manejo, a causa de la reducción de la mortalidad natural de árboles y ramas por disminución de la competencia.

El porcentaje de C en otras especies (*COSP*) aumenta 10 veces, al pasar de 0,1% para rodales no manejados a 1,0% para rodales manejados; aunque es un porcentaje muy bajo, vale la pena notar que para este último caso el rango oscila entre 0 - 8,45%, lo que puede indicar que de acuerdo con la intensidad de la entresaca se tendrán cantidades diferenciales de *COSP*, relacionados con la entrada de luz a la plantación (Fig 3).

Discusión

Contenido de carbono (CC)

El CC promedio de la biomasa de la madera obtenido en este estudio (51,20%) se encuentra en el punto medio del rango reportado por Barres (1993, citado por Ramírez *et al.*, 1997) para la madera de coníferas arbóreas (50 - 53%). Este valor, al igual que el promedio hallado para todos los componentes analizados (51,22 %), está un poco por encima del usado ampliamente (50%) en este tipo de estudios para transformar la biomasa seca a C (Brown *et al.*, 1986; Goudriaan, 1992; Schroeder *et al.*, 1993; Hoen & Solberg, 1994; Boscolo *et al.*, 1997; Delaney *et al.*, 1997; Ramírez *et al.*, 1997; Ortiz, 1997). Esta poca diferencia, aunada a los altos costos de este tipo de análisis, ratifica la posibilidad de usar un porcentaje del 50% para otros estudios, asegurándose un grado de precisión aceptable.

C en los componentes del bosque

C en el suelo. Mientras la distribución vertical del C en el suelo obtenida, concuerda con los resultados de otros estudios, las cantidades, cuyo rango se encuentra

entre 93,8 - 320,2 t C/ha con un promedio de 213,2 t C/ha, difieren de la mayoría de reportes para **suelos tropicales**. Raich (1983) reporta 93,3 t C/ha, hasta una profundidad de 50 cm en un bosque premontano maduro en Costa Rica, mientras en bosques secundarios el valor fue de 86 t C/ha. En bosques de la amazonía brasileña que fueron talados para establecer potreros, Neill *et al.* (1997) hallaron hasta 30 cm entre 27,4 - 62,0 t C/ha. Para bosques húmedos tropicales en general, Batjes & Sombroek (1997) a partir del sistema de zonas de vida de Holdridge (1978) estiman 105 t C/ha hasta 1 m. Schlesinger (1977, citado por Golley, 1983) encontró en los suelos tropicales entre 37 - 205 t C/ha hasta 1 m (Figura 4).

De esta forma, el rango en el que varió el C en el suelo en este estudio fue más amplio y el promedio mayor, en comparación con todos estos resultados y con los hallados por Delaney *et al.* (1997) en **bosques naturales** para la misma zona de vida (bh-MB) en Venezuela. Dichos autores encontraron cantidades entre 186 - 319 t C/ha con un promedio de 253 t C/ha hasta 1 m de profundidad, con un 68,5% en los primeros 50 cm, es decir 127,4 - 218,5 t C/ha (173,3 t C/ha en promedio). Estas diferencias pueden estar influenciadas por el poco número de muestras y sitios analizadas (6) por ellos en comparación con los de este estudio (43) y por el tipo de cobertura que crece sobre los suelos estudiados (Figura 4).

Estas mayores cantidades de C en el suelo (hasta una profundidad de 50 cm) encontradas en el presente

estudio, justifican un mayor porcentaje promedio de este componente (58,86 y 53,45% para plantaciones sin y con entresaca respectivamente) con respecto al C total, en comparación con otros estudios en el trópico, especialmente con el reportado para bh-MB, en el cual el C en el suelo representó el 42% del C total (Delaney *et al.*, 1997) y con el estimado a partir del estudio de Schroeder & Winjum (1995) para los bosques de la amazonía brasileña, en los cuales los suelos poseen entre el 43 - 50% del C total.

C almacenado en la biomasa del árbol. Las cantidades de C en *P. patula*, para un sitio promedio (22,6 m/20 años, latitud de 4° 44' S), calculadas del estudio de Lundgren (1978)¹ en Tanzania: 153,1, 273,9 y 399,4 t C/ha para edades de 10, 20 y 30 años, son mayores a las encontradas en este trabajo 123,9, 225,8 y 287,1 t C/ha para las mismas edades, en plantaciones sin entresaca. Estas diferencias pueden deberse a que, dicho autor muestreó los árboles codominantes, con lo que pudo haber sobrestimado la biomasa y en consecuencia el C, pues tal como lo afirman Brown & Lugo (1992) y Delaney *et al.* (1997), la presencia de árboles con grandes diámetros puede tener una gran influencia sobre la biomasa aérea.

Contrariamente a las plantaciones de Tanzania, las de la India (Bhartari, 1986) poseen menores cantidades de C en *P. patula*, con 16,3 y 60,6 t C/ha, para 10 y 14 años

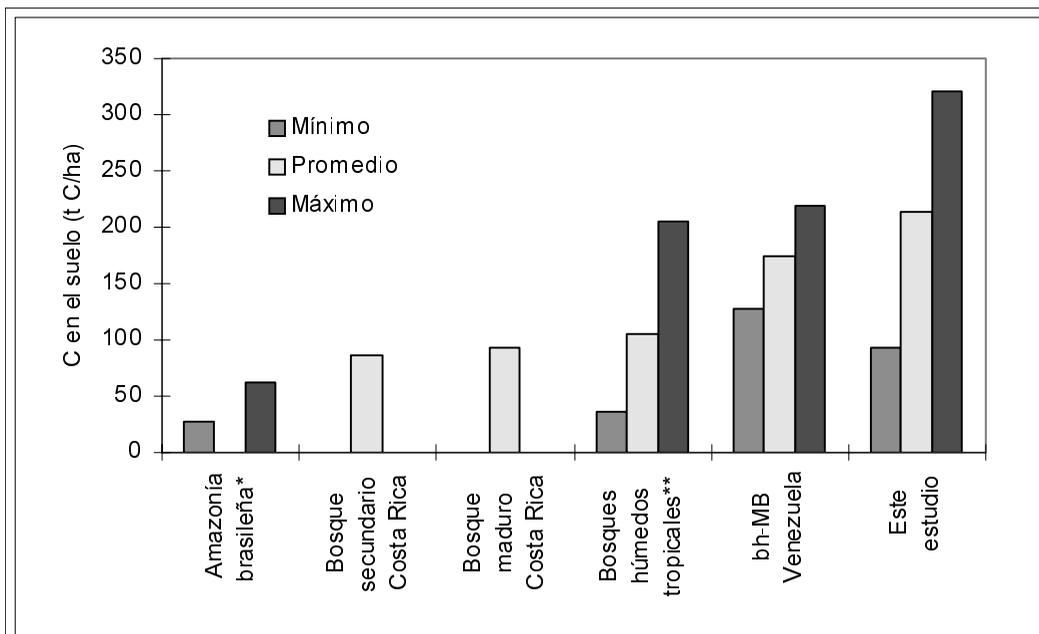


Figura 4. C en el suelo en diferentes estudios en los trópicos hasta 50 cm de profundidad (* hasta 30 cm y ** hasta 1 m de profundidad).

respectivamente, que las encontradas en la presente investigación, 124,9 y 137,1 t C/ha para las mismas edades. Aunque en dicho estudio no se reporta el índice de sitio en el que se trabajó, es probable que tales diferencias sean atribuibles a las menores tasas de crecimiento en regiones subtropicales.

Por otra parte, las cantidades de C en la biomasa aérea obtenidas en esta investigación (39,4 - 232,6 t C/ha) se encuentran dentro del rango de estudios de biomasa recopilado por Brown & Lugo (1982) para **bosques tropicales** (20 - 269 tC/ha), el cual recoge una gran variedad de trabajos tanto en bosques primarios y secundarios como en plantaciones.

El porcentaje promedio de C en la biomasa total *P. patula* con respecto al C total, 34,58 y 39,53% para plantaciones sin y con entresaca, resultó inferior al reportado para bh-MB en Venezuela, donde el C de la biomasa aérea más raíces, equivale en promedio al 47% del C total (Delaney *et al.*, 1997). Igualmente sucede con los datos encontrados por Schroeder & Winjum (1995) para bosques amazónicos, en los que el C almacenado en la biomasa (aérea y subterránea) representa entre el 43 - 50% del C total del bosque. Estas diferencias son atribuibles a la mayor cantidad de C encontrado en este estudio en los suelos.

C de otros componentes. De los datos encontrados por Lundgren (1978) para biomasa de hojarasca fina, fue posible calcular las cantidades de C en este componente en **plantaciones** de *P. patula*, los cuales variaron entre 2,2 y 22,7² t C/ha con edades de 5 y 25 años respectivamente; estos valores resultan inferiores a los aquí encontrados, 7,5 - 55,6 t C/ha para 7,5 y 29,6 años (Figura 5).

Los **bosques naturales** tropicales poseen cantidades de C en la hojarasca fina considerablemente menores que las plantaciones de coníferas (Figura 5), con valores que oscilan entre 2,6 - 3,8 t C/ha (Brown & Lugo, 1982) y 2,4 - 5,2 t C/ha (Delaney *et al.*, 1997), 18,5 tC/ha en bosques maduros y 0,7 en secundarios de Costa Rica (Raich, 1983). Estas diferencias están asociadas con tiempos de descomposición mayores de la hojarasca fina en plantaciones que en bosques naturales. Al respecto y partiendo de los datos de Lundgren (1978), se encontró que la tasa de descomposición (*k*) de la

hojarasca fina en *P. patula* es 0,40 con lo que se obtiene una edad de 11 años para descomponer el 99% (T_D) de la materia orgánica, mientras que para bosques tropicales los valores de *k* pueden ser mayores de 1 (Anderson & Swift, 1983) lo que implica tiempos de descomposición hasta de menos de 1 año. Aunque Landsberg & Gower (1997), citan valores de *k* que van desde 0,16 hasta 4,16 para estos bosques, UNESCO (1980) sostiene que estos tiempos varían entre 2,5 - 19 meses para la hojarasca en bosques tropicales y del Valle (2000) encontró en bosques pantanosos del Pacífico colombiano un T_D de 1,2 años.

Estas mayores cantidades de C en la hojarasca fina y menores tasas de descomposición en las plantaciones de este estudio, conducen a que el porcentaje de este componente con respecto al C total se triplique (5,62 y 5,73% para rodales sin y con entresaca) en comparación con el obtenido por Delaney *et al.* (1997) en bosques naturales, el cual oscila entre 0,5 - 1,7%. Un estimativo global hecho por Schroeder & Winjum (1995) a partir de varios estudios, sugiere que el C en este componente (incluyendo detritos de madera) en los bosques naturales de la amazonía brasileña, representa entre el 5 - 6% del C total, valor que resulta prácticamente igual al aquí hallado.

No se encontraron estudios en los que se reporte la biomasa o el C de otras especies creciendo dentro de plantaciones de *P. patula*, ni del C en la madera muerta tanto en pie como en el piso de la plantación. Sin embargo, el rango del porcentaje de C de este componente con respecto al total en plantaciones sin entresaca (0 - 3,15%) se traslapa con el reportado por Delaney *et al.* (1997) para el mismo componente (2,2 - 7,8% del CT) para bosques naturales en bh-MB. De igual forma, cuando los datos de C en la madera muerta son expresados en cantidad (< 1 - 11,5 t C/ha) se da un traslape con algunos rangos reportados por varios autores en bosques naturales tropicales (Figura 6), entre los que se tienen: 10,3 - 38,3 t C/ha en bh-MB (Delaney *et al.*, 1997), < 1 - 26,5 t C/ha en el Alto Río Negro entre Colombia y Venezuela (Saldarriaga, 1985) y 3,8 - 6,0 t C/ha en bosque húmedo montano achaparrado de Jamaica (Tanner, 1980). A pesar de que el C en la madera muerta en plantaciones de *P. patula* se encuentra cubierto por estos rangos, puede considerarse que es bajo, más aun en las plantaciones entresacadas, en las cuales el rango oscila entre 0,1 - 3,3t

² Los cálculos fueron hechos multiplicando la biomasa reportada por el autor por una proporción de 0,5120 correspondiente al CC de la madera hallado en el presente trabajo.

³ Se multiplicó la biomasa de hojarasca fina encontrada por el autor por 0,5025 correspondiente al CC de dicho componente hallado en este estudio.

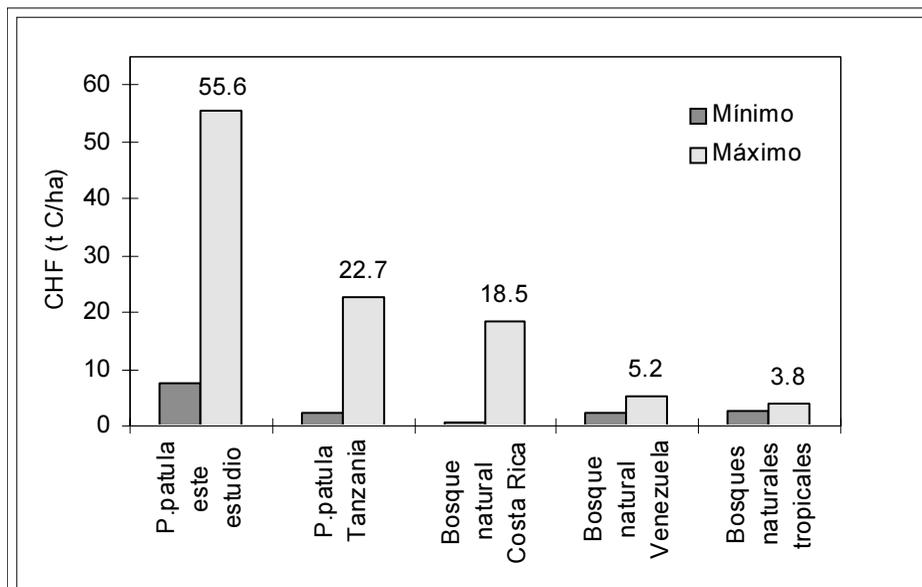


Figura 5. C en la hojarasca fina (CHF) para varios estudios.

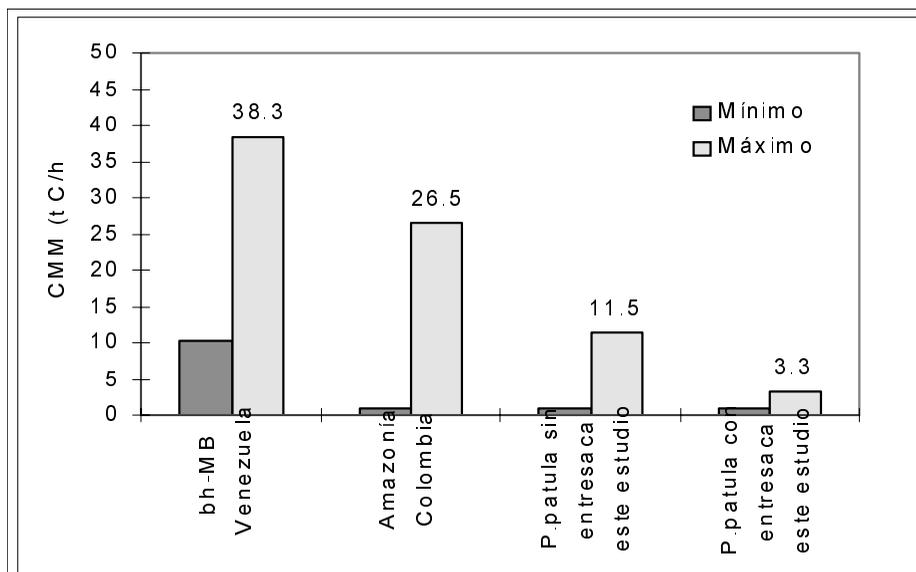


Figura 6. C en la madera muerta (CMM) en varios estudios.

C/ha; lo anterior indica que en estas plantaciones el manejo, desde el punto de vista de este componente, beneficia positivamente el flujo del C, pues se tienen menores emisiones por descomposición, de las que suceden en bosques naturales.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en biomasa y C, concuerdan con la mayoría de estudios revisados,

validando así, la metodología empleada para la obtención de la información en campo, pues logra estimar de manera confiable, a un bajo costo y con un alto nivel de detalle, la distribución del C en diferentes componentes del árbol y del bosque.

Estas características hacen de la metodología una interesante alternativa para cuantificar las existencias de C en plantaciones forestales, aplicable a investigaciones de esta naturaleza en el trópico, siendo además susceptible de ser empleada en bosques naturales.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Cipreses de Colombia, Industrias Forestales Doña María, Empresas Públicas de Medellín y Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por financiar y apoyar en todo momento esta investigación. Así mismo, a los profesores Alvaro Lema, Huberto González, Sergio Orrego, Ignacio del Valle, por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Bibliografía

- ACEVEDO, E.M. & POSADA, G.J. 1994. Las quemadas como método de preparación de sitio en plantaciones forestales y algunos efectos en el suelo. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Tesis de grado. 96 p.
- ALVAREZ, E. 1993. Composición florística, diversidad, estructura y biomasa de un bosque inundable de la Amazonía colombiana. Universidad de Antioquia. Tesis Magíster en Biología. 143 p.
- ANDERSON, J. & SWIFT, M. 1983. Decomposition in tropical forests. En: SUTTON, S.; WHITMORE, T. & CHADWICK, A. Tropical rain forest: ecology and management. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 287-309 pp.
- BASHKIN, M.A. & BINKLEY, D. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79(3): 828-833.
- BATJES, N.H. & SOMBROEK, W.G. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soil. *Global Change Biology* 3: 161-173.
- BHARTARI, S.K. 1986. Biological Productivity and Nutrient Cycling in *Pinus patula* plantations of Darjeeling Hills. *The Indian Forester* 112: 187-201.
- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. & PANAYOTOU, T. 1997. Simulating options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics*. Cambridge University Press. 22-29 pp.
- BROWN, S. & LUGO, A. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forest and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161-187.
- BROWN, S.; LUGO, A. & CHAPMAN, J. 1986. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forestry Research* 16: 390-394.
- BROWN, S. & LUGO, A. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forest of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17: 8-18
- BROWN, S.; GILLESPIE, A. & LUGO, A. 1989. Biomass estimation methods for tropical forest with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35: 881-902.
- CANO, M.N. 1996. Variación de la longitud de las fibras del *Pinus patula* según edad, sitio y manejo. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Tesis de grado. 78 p.
- DELANEY, M., BROWN, S.; LUGO, E.; TORRES-LEZAMA, A. & BELLO-QUINTERO, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13: 697-708.
- del VALLE, J. 2000. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. 19 p (en preparación).
- FLINT, E.P. & RICHARDS, J.F. 1994. Trends in carbon content of vegetation in south and southeast Asia associated with changes in land use. Cap. 6: 201-299 pp. En: DALE, V.H. (Ed.). Effects of land-use changes on atmospheric concentrations. South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer - Verlag.
- GALVIS, C.M. & POSADA, H.D. 1996. Estudio preliminar de la producción de sedimentos bajo diferentes coberturas vegetales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Tesis de grado. 77 p.
- GOLLEY, F. 1983. Decomposition. En: Tropical rain forest ecosystems: structure and functions. Ecosystems of the world 14^a. New York: Elsevier. 117-136 pp.
- GOUDRIAAN, J. 1992. ¿Adónde va el gas carbónico? El papel de la vegetación. *Mundo Científico* 126(12): 687-692.
- HOLDRIDGE, L. 1978. Ecología basada en zonas de vida. San José: IICA..
- HOEN, H. & SOLBERG, B. 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40(3): 429-451.
- LANDSBERG, J. & GOWER, S. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. San Diego: Academic Press. 356 p.
- LOPERA, G. J. & GUTIERREZ, V. H. 2000. Viabilidad técnica y económica de la utilización de plantaciones de *Pinus patula* como sumideros de CO₂. Tesis de grado ingeniería forestal, Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 184 p (www.colforest.com.co/co2).

- LUNDGREN, B. 1979. Soil Conditions and Nutrient Cycling under Natural and Plantation Forest in Tanzania Highlands. Swedish: University of Agricultural Sciences. Department of Forest Soil. 429 p.
- NEILL, C.; MELILLO, J.; STEUDLER, P.; CERRI, C.; de MORAES, J.; PICCOLO, M. & BRITO, M. 1997. Soil Carbon and Nitrogen Stocks Following Forest Clearing for Pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications* 7(4): 1216-1225.
- ORTIZ, R. 1997. Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation initiatives to reduce atmospheric CO₂. Draft paper presented for inclusion in the Beijer Seminar in Punta Leona. Costa Rica. 19 p.
- RAICH, J. 1983. Effects of Forest Conversion on the Carbon Budget of a Tropical Soil. *Biotropica* 15(3): 177-184.
- RAMÍREZ, O.; GÓMEZ, M. & SHULTZ, S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from the ecological economics perspective. Beijer Research Seminar. Costa Rica. 28 p.
- SALDARRIAGA, J.G 1985. Forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. Tesis (Ph.D.). University of Tennessee. Knoxville. 153 p.
- SCHROEDER, P.E.; DIXON, R.K. & WINJUM, J.K. 1993. Ordenación forestal y agrosilvicultura para reducir el dióxido de carbono atmosférico. *Unasylva* 173 (44): 52-60.
- SCHROEDER, P.E. & WINJUM, J.K. 1995. Assessing Brazil's carbon budget: I Biotic Carbon Pools. *Forest ecology and management* 75: 77-86.
- TANNER, E. 1980. Studies on the biomass and productivity in a series of montane rain forest of Jamaica. *Journal of Ecology* 68: 573-588.
- UNESCO. 1980. Ecosistemas de los bosques tropicales. Investigaciones sobre los recursos naturales. XIV. UNESCO/CIFCA. Madrid. 771 p.

Estimación del Contenido de Carbono de los Bosques

Bertram Husch

INFORA, Chile

Introducción

Como resultado de la creciente preocupación sobre el medio ambiente y el calentamiento global, la importancia de los bosques como sumideros de carbono ha ganado mucha prominencia. Esto significa que la mensura forestal debe desarrollar metodologías para la estimación del contenido de carbono de los bosques. Además de la estimación tradicional de madera utilizable en los troncos de los árboles en pie, ahora debemos considerar los árboles completos, vivos y muertos; raíces, tocones, fustes (incluyendo la corteza), ramas y follaje.

Por añadidura, debemos estimar la biomasa en la otra vegetación del bosque: musgos, líquenes, helechos, plantas herbáceas, arbustos, y regeneración de los árboles. A esta cantidad debemos agregar la biomasa de detritus, hojarasca y raíces muertas en el suelo. En resumen, la estimación de la biomasa y contenido de carbono en un ecosistema forestal requiere las siguientes mediciones:

- Un inventario de los árboles en pie. Si existen regresiones de biomasa para el árbol entero (o sus componentes) se pueden estimar pesos directamente de las mediciones de dap y altura de los árboles en las parcelas. De no ser así, sería necesario convertir volúmenes cúbicos a peso, utilizando los resultados de inventarios convencionales y, además, hacer ajustes para incluir la biomasa en tocones, ramas, corteza y follaje.
- Un inventario de la otra vegetación
- Una estimación de la biomasa muerta (necromasa)
- Estimaciones de la biomasa en raíces y en el suelo.

Las técnicas para la estimación de la biomasa de los árboles en pie y otra vegetación no presentan grandes dificultades. Aunque la estimación de necromasa requiere métodos nuevos, tampoco es muy difícil. Lo más complicado es la estimación de la biomasa de raíces y el carbono en el suelo. La inclusión de estos componentes es importante ya que más que una mitad del carbono asimilado en la vegetación de un bosque eventualmente entra en el suelo por medio de la incorporación y pudrición de las hojas caídas, detritus leñoso sobre el suelo y raíces muertas. Varios estudios han indicado que los suelos generalmente contienen más que una mitad del carbono en un ecosistema forestal. Se

puede medir la biomasa en el suelo por medio de muestras tubulares de suelo, calicatas o por excavación y lavado de las raíces. En todo caso, una estimación de la cantidad de carbono en un bosque requiere que inicialmente se estime el peso seco de la biomasa. Después, se estima la cantidad de carbono en este total. Se pueden llevar a cabo estudios específicos para determinar los porcentajes de carbono en los diferentes componentes de la biomasa. En la ausencia de estudios específicos, y basado en previas investigaciones, generalmente se estima que el contenido de carbono varía alrededor de 50 por ciento del peso seco de la biomasa.

La biomasa de los árboles

El uso de peso para expresar la cantidad de productos forestales y, ahora, la necesidad de medir la biomasa de rodales, ha impulsado el desarrollo de métodos para estimar el peso de los árboles en pie. Se puede realizar la estimación de peso directamente si existen funciones previamente desarrolladas. Si no existen se puede convertir estimaciones de volúmenes a peso.

Para preparar funciones de peso se utilizan los mismos modelos usados para la construcción de tablas de volumen tales como:

$$\hat{Y}_{wood} = b_0 + b_1 D^2 H$$

$$\hat{Y}_{bark} = b_0 + b_1 D^2$$

$$\hat{Y}_{crown} = b_0 + b_1 \frac{(D^2 H)(LCL)}{1000} + b_2 H$$

Se ha determinado que la mejor función para la biomasa total de un árbol es

$$\hat{Y}_{total} = b_0 + b_1 D^2 H$$

Donde

\hat{Y}_i = peso de componente, Kg

D = dap, cm

H = altura total, m

LCL = largo de la copa viva, m

Un ejemplo es la función desarrollada por Husch (1962) para *Pinus strobus* en el noreste de los EE.UU.

$$W = 11.13 + 0.0479D^2H$$

Donde

W = Peso seco en libras del tronco utilizable, desde el tocón hasta un diámetro superior de 3 pulgadas

H = Altura total en pies

D = dap, pulgadas

Para obtener los datos básicos se elige una muestra de árboles que cubra el rango de dap y altura. Se tumban los árboles y se los trozan en secciones. Después de registrar el dap, altura, largos y diámetros de secciones éstas se pesan. Se cortan discos de muestras de cada sección para la determinación de su humedad y las proporciones de madera y corteza. De estas mediciones se determinan los pesos verdes y secos de la madera y corteza de las secciones y de los árboles enteros. Utilizando estos datos se lleva a cabo un análisis de regresión. La función resultante permite la estimación del peso de un árbol en pie de su dap y altura.

La biomasa de otra vegetación

El método más común para estimar la biomasa de otra vegetación es utilizar pequeñas parcelas de superficies entre 1 m² cuadrado para vegetación menor y parcelas de 4 x 4 metros para arbustos y pequeños árboles. Para la vegetación pequeña y arbustos se pueden cortar y pesar los individuos. En el caso de árboles pequeños es más práctico determinar su volumen y después convertirlo a peso.

La biomasa de detritus y hojarasca

El detritus leñoso generalmente se divide en porciones gruesas y finas. La porción gruesa consiste de partes de troncos muertos en pie, tocones, trozos y pilas de pedazos de corteza y madera en el suelo. Las cantidades pueden ser determinadas de parcelas de superficies fijas (p.e. desde 0.05 hasta 0.20 ha.). En este caso, se determina el volumen de pedazos grandes del detritus para su posterior conversión a peso. Se pesa el detritus fino directamente en el campo.

Además de parcelas fijas, se han utilizado otros métodos para la estimación de la biomasa de detritus grueso. Un método es el muestreo por líneas (line intersect sampling). En este método se establecen líneas de un largo dado en la zona de interés. Se adelanta en la línea registrando el diámetro y largo de cada pedazo de

detritus que corta la línea (se puede medir diámetros en el centro o ambos largos de los pedazos.). De estas mediciones se puede calcular el volumen de cada pedazo y, posteriormente, sumarlos para estimar el volumen para la zona entera.

Otro método para estimar la cantidad del detritus grueso emplea una versión de muestreo con probabilidad proporcional a tamaño (conocido como PPS, Bitterlich, o muestreo por puntos). En este método se utiliza un instrumento que establece un ángulo para decidir si un pedazo de detritus está “dentro” o “fuera”. El ángulo del instrumento determina el factor que multiplicado por el número de pedazos contados como “dentro” indica el volumen por unidad de superficie (p.e. por hectárea)

Estimación de carbono basado en inventario forestal convencional

Con frecuencia es necesario usar los resultados de un inventario forestal tradicional para contribuir a una estimación de la cantidad de carbono en un bosque. Obviamente, la información de un inventario que tiene el propósito de estimar cantidad de madera, es insuficiente para hacer una estimación de la cantidad total de carbono en un ecosistema forestal. Inventarios de este tipo normalmente expresan el volumen en los troncos principales con valor comercial, ignorando el volumen en los otros componentes de los árboles y otras fuentes de carbono en el ecosistema. En consecuencia, es preciso ajustar la información de un inventario tradicional para incluir la biomasa y carbono de estos componentes. Desde luego, sería posible hacer estudios especiales para estimar directamente estas cantidades. Ya que estudios de este tipo son muy caros generalmente se hacen aproximaciones utilizando factores de expansión.

Para convertir los volúmenes de un inventario en estimaciones de cantidades de carbono se puede utilizar el siguiente procedimiento:

- Convertir volúmenes verdes de un inventario a la biomasa en peso seco
- Estimar el peso de carbono en la biomasa
- Estimar la biomasa y cantidad de carbono por hectárea y la superficie total
- Usar un factor de expansión par incluir otros componentes.

Conversión de volúmenes verdes a peso seco

Para convertir volúmenes verdes de un inventario a biomasa en peso seco se utiliza el siguiente procedimiento:

Cuadro 1 : Densidad Especifica por Tres Especies Según % de Humedad
kg/metro cúbico

Especie	Humedad, %						
	120	100	80	60	40	20	12
1	1307	1185	1069	950	832	693	665
2	1052	956	860	765	669	568	535
3	1054	958	862	766	671	575	536

Cuadro 2. Los Pesos de Carbono por Metro Cúbico Según Tres Niveles de Contenido Carbono por Tres Especies

Especie	Peso seco Tons./m ³	Porcentaje de carbono		
		50	52	55
		Tons. de carbono por m ³		
1	.594	.297	.309	.327
2	.478	.239	.249	.263
3	.479	.240	.249	.264

Obtener la densidad específica en kg/m³ a distintas niveles de humedad por las especies de interés.

El Cuadro 1 muestra un ejemplo por 3 especies. Se pueden obtener los pesos secos en kg/m³ de la expresión

Peso seco (ton./m³) = peso verde(100)/100 + %humedad

Utilizando esta expresión, los pesos secos a 0% humedad en tons/m³ son

Especies	Tons/m ³
1	.594
2	.478
3	.479

Puede ser conveniente usar un promedio de peso ponderado por los volúmenes de las especies que se encuentran en el bosque.

Estimación del Peso de Carbono en la Biomasa

Se estima el peso de carbono multiplicando el peso de la biomasa por un factor que varía entre 0.45 y 0.55. La cifra indica la proporción de carbono en la material vegetativa. En la ausencia de información específica, generalmente se usa un valor de .50. Otra vez, si

información por especie es disponible, se puede calcular un promedio ponderado.

El Cuadro 2 muestra los pesos de carbono por metro cúbico según tres niveles de contenido de carbono por las tres especies.

Estimación de la Biomasa y Cantidad de Carbono por Hectárea y la Superficie Total.

Ahora se puede calcular los pesos secos por metro cúbico de madera y carbono según diferentes volúmenes por hectárea. El Cuadro 3 es un ejemplo de estos valores según distintos volúmenes por hectárea.

Se puede utilizar este procedimiento para convertir los volúmenes por hectárea y total de inventarios forestales a peso seco de madera y peso de carbono.

Uso de Factor de Expansión

Para incluir el peso de los otros componentes de la biomasa (ramas, follaje, raíces, otra vegetación y detritus sobre el suelo) en las estimaciones, generalmente se multiplican los pesos convertidos de un inventario por un factor de expansión. Desde luego, sería posible llevar a cabo estudios para determinar directamente estas cantidades. En el interés de reducir costos y tiempo, y

Cuadro 3. Los Pesos Secos por Metro Cúbico de Madera y Carbono Según Diferentes Volúmenes por Hectárea

Volumen por ha. m ³	Equivalencia en Tons.de Madera Seca por ha.Según Tons. por m ³ de:			Contenido de Carbono en Tons/ha Suponiendo 50% de carbono de Madera Seca. A tons/m ³ de:		
	.450	.500	.550	.450	.500	.550
100	45.0	50.0	55.0	22.5	25.0	27.5
150	67.5	75.0	82.5	33.7	37.5	41.2
200	90.0	100.0	110.0	45.0	50.0	55.0
250	112.5	125.0	137.5	56.3	62.5	68.8
300	135.0	150.0	165.0	67.5	75.0	82.5

Cuadro 4. Estimación del Contenido de Carbono por Hectárea con un Factor de Expansión de 1,9

Volumen por ha. m ³	Contenido de Carbono en Tons/ha Suponiendo 50% de Carbono de Madera Seca. A tons/m ³ de:		
	.450	.500	.550
100	42.7	47.5	52.3
150	64.3	71.3	78.3
200	85.5	95.0	104.5
250	107.0	118.7	130.7
300	128.3	142.5	156.7

hacer aproximaciones aceptables, normalmente se aplican factores de expansión desarrollados en otros estudios. Estos estudios han preparado relaciones alométricas indicando que los factores de expansión varían de 1,3 hasta 2,5 dependiendo de las especies, la edad del bosque, el dap promedio del rodal, y la cantidad de la necromasa. Como un ejemplo, el Cuadro 4 muestra el contenido de carbono por hectárea empleando un factor de expansión de 1,9.

Referencias

Aarcos, A., E. Alvarado, and D.V. Sandberg. 1996. Volume estimation of large woody debris with a stereoscopic vision technique. 13th Fire and Forest Meteorology Conference. Lorne, Australia.

Brown, J.K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. Gen. Tec. Rep INT-16. September. Intermtn. For.and Range Exp. Sta. Ogden, Utah

Brown. S. 1999. Guidelines for inventorying and monitoring carbon offsets in forest-based projects.

Winrock International, Arlington, Virginia.

Cairns, M.A., S.Brown, E.H.Helmer, and G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11

Clark, A.1979. Suggested procedures for measuring tree biomass and reporting tree prediction equations. In *Workshop Proceedings: Forest Resource Inventories*.Pp.615-628. Colorado State University, Fort Collins, Colorado. July 23-26, 1979.

Cody, J.B. 1976. Merchantable weight tables for New York State red pine plantations. College of Environ. Sci.and Forestry, Syracuse, New York. *Applied For. Res. Inst. Note* 23.

FIA. 2001. Phase 3 Field Guide-Down Woody Debris and Fuels. Forest Inventory and Analysis. USDA, Forest Service. Washington, D.C.

Gove, J.H., M.J. Ducey, G. Ståhl, and A. Ringvall. 2001. A new way to assess downed coarse woody debris. *Jour. Forestry* 99(4):4-11. April.

Harmon, M.E. 2001. Carbon sequestration in forests. *Jour. Forestry* 99(4):24-29. April.

Harmon, M.E., and Jay Sexton. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosys-

- tems. US LTER Publication No. 20. US LTER Network Office. Univ. of Washington. Seattle, Washington.
- Hitchcock, H.C., and J.P. McDonnell. 1979. Biomass measurement: a synthesis of the literature. In Workshop Proceedings: Forest Resource Inventories. Pp 544-595. Colorado State University, Fort Collins, Colorado. July 23-26, 1979.
- Husch, B. 1962. Tree weight relationships for white pine in southeastern New Hampshire. Univ. New Hampshire Agric. Exp. Sta. Tech. Bull. no. 106
- Johnsen, K.H., D. Wear, R. Oren, R.O. Teskey, F. Sanchez, R. Will, J. Butnor, D. Markewitz, D. Richter, T. Rials, H.L. Allen, J. Seiler, D. Ellsworth, C. Maier, G. Katul, and P.M. Dougherty 2001. Carbon sequestration and southern pine forests. *Jour. Forestry* 99(4):14-20.
- MacDicken, K. G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agro forestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development. Arlington, Virginia.
- O'Brien, R., and D.D. Van Hooser. 1983. Understory vegetation inventory: an efficient procedure. USDA Forest Service. Intermt. For. and Range Exp. Sts. Res. Paper INT-323.
- Parresol, B.R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Sci.* 45(4):573-594
- Post, W.M., R.C. Izaurralde, L.K. Mann, and N. Bliss. 1999. Monitoring and verification of soil organic Carbon sequestration. In: Symposium: Carbon sequestration in soils science, monitoring and beyond December 3-5. St. Michaels, Maryland.
- Schreuder, P., S. Brown, J. Mo, R. Birdsey, and C. Cieszewski. 1997. Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. *For. Sci.* 43(3):424-434. August.
- Schroeder, J.G., M.A. Taras, and A. Clark. 1975. Stem and primary products weights for longleaf pine sawtimber trees. U.S.F.S. For. Exp. Sta. Res. Pap. SE-139
- Southern Forest Experiment Station. 1959. Techniques and methods of measuring under story vegetation Proceeding Symposium, Tifton, Georgia. October 1958.
- Veiga, R.A.A., M.A.M. Brasil, and C.M. Carvalho. 2000. Aboveground biomass equations for 7-year-old *Acacia mangium* Willd in Botucatu, Brasil. In: Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. Proceedings of IUFRO Conference, Boise, Idaho, Aug. 16-20, 1998. USDA Forest Service North Central Res. Sta. GTR NC-212. St. Paul, Minn.
- Wharton, E. H., and D. M. Griffith. 1998. Estimating total forest biomass in Maine, 1995. USDA Forest Service. Northeast. For. Res. Sta. Resource Bull NE-142

Medición de Tendencias en el Tiempo del Almacenamiento de Carbono en el Suelo

Robert Jandl

*Centro de Investigación Forestal
Seckendorff-Gudent Weg 8, A—1131 Viena, Austria
E – mail: Robert.Jandl@fbva.bmlf.gv.at*

Resumen

El secuestro de carbono en ecosistemas forestales se lleva a cabo a través de su almacenamiento en la biomasa y en los suelos. La forestación de praderas y el cambio del uso de la tierra que propendan a establecer nuevos bosques son las medidas más efectivas, sin embargo el área disponible para esto puede ser una limitante. El secuestro de carbono en la biomasa de árboles es un proceso bien conocido, involucra grandes cantidades de carbono y los métodos para su medición funcionan con gran exactitud. No obstante, el empleo de la forestación como sumidero es sólo una solución temporal. Una forma de ampliación de este efecto corresponde a la optimización del manejo de los bosques para maximizar el contenido de carbono, sea en la madera o bien en los suelos. En este compartimento, la materia orgánica está ligada en enlaces de diversa estabilidad y la fracción más estable permanece en el suelo durante miles de años. Pero los procesos del ciclo geoquímico de carbono se entienden sólo en ciertos fragmentos. En esta discusión, existen opiniones controvertidas acerca del papel del suelo. El efecto fertilizante de CO₂ parece insignificante en comparación con las cantidades del C emitido mediante combustión. Además, la variabilidad del almacenamiento del carbono es grande, debido a diferencias locales en la densidad del suelo, y su contenido de rocas. Para medir el cambio del almacenamiento de carbono en los suelos, se requiere un gran número de parcelas de ensayo, y en algunos casos no es detectable a través de los métodos de investigación de suelos y análisis con estadística clásica. Las opciones son optar por largos tiempos de espera para considerar un efecto detectable, o bien usar métodos de análisis químico de alto costo, que utilizan el ¹⁴C residual de las pruebas de bombas atómicas.

Palabras clave: carbono, suelo forestal, secuestro, estadística, ¹⁴C

Introducción

Existe un consenso mundial acerca de que las tasas actuales de uso de combustibles fósiles llevaría hacia consecuencias inaceptables para el ser humano. Las emisiones de CO₂ reflejan más o menos el bienestar de sociedades y el desarrollo va acompañado con un aumento de la tasa de combustión. Las medidas técnicas para reducir las emisiones son costosas y por eso se prefiere el potencial de la biosfera para esta función. Entre los ecosistemas del mundo, los bosques son los mayores sumideros de carbono (tabla 1).

El manejo de la tierra ofrece varias posibilidades de influir en el secuestro del carbono: (i) aumentar el área de bosques, (ii) aumentar la densidad del carbono por medio de la densidad de los bosques y o de la selección de especies eficientes, (iii) aumentar la permanencia del carbono, sea por medio de la prolongación del tiempo de

la rotación, o bien por medio del secuestro de carbono en los suelos. En regiones desarrolladas la opción (i) es limitada. Hay sitios donde la producción agraria genera ganancias marginales. La forestación puede implicar conflictos con la ordenación del territorio. A escala mundial, el aumento del área forestada es la excepción y las áreas deforestadas son mayores. La opción (ii) apunta a la sustitución de especies existentes, que frecuentemente son los árboles más productivos, con árboles de madera más densa. Esta opción se efectúa en regiones donde el manejo ya es sostenible, pero donde se persigue objetivos diferentes de maximizar la producción. La opción (iii) es contraria a consideraciones económicas, porque la tasa de la producción de los árboles disminuye en bosques de edad avanzada. De esta manera el alargamiento del tiempo de rotación, exclusivamente es un servicio ambiental del sector forestal, que podría ser compensada por la sociedad.

Tabla 1. Sumideros y flujos de carbono, según Dixon *et al.* (1994); Schimel (1995), Smith *et al.*, 2000.

Sumideros	Pg C		Flujos	Pg C / año
Atmósfera	750		combustión mundial	5-6
Vegetación	610		combustión Europa	1.2
		89,4%		
		5,9%		
		1,6%	cambio del uso de la tierra	1-2
		0,8%	fijación de las plantas	51-52
		0,8%	respiración de las plantas	50
		1,5%	respiración de los suelos	?
Suelos	1580		fijación de los suelos	?
		50%		
		50%		

Carbono en los suelos forestales

La materia orgánica de los suelos forestales consiste de varios almacenamientos de largas tasas de renovaciones, y se puede necesitar décadas o siglos hasta la respiración del carbono viejo (Scholes, 1999). Debido a que el suelo es un gran sumidero que se ha ajustado lentamente, el efecto del secuestro de carbono puede ser grande. El carbono de mayor interés es el C estabilizado, de una edad de hasta miles de años. El C en enlaces débiles, presente en la hojarasca o en el follaje, es respirado dentro de tres, ocho, y tres años en bosques boreales, templados y tropicales, respectivamente (Trumbore, 2000).

La formación de complejos estables entre carbono y la materia inorgánica depende del contenido de arcilla y los tipos de arcilla en el suelo. En capas arenosas, al igual que en capas con arcilla caolinítica faltan sitios de absorción y es imposible la estabilización del carbono. Además, el efecto fertilizante no depende solamente de la oferta de CO₂ en el aire, el concepto de los factores limitantes requiere también suficientes cantidades de agua y otros nutrientes. Frecuentemente, el nutriente limitado es el nitrógeno. Según consideraciones teóricas y respaldado por resultados de un experimento FACE, es un hecho que el aumento de la productividad de los bosques va a cambiar el ciclo biogeoquímico del nitrógeno también, y el déficit de nitrógeno va a limitar el secuestro de carbono (Schimel, 1998, Oren *et al.*, 2001).

Medidas para fijar C en los suelos

La acumulación de C en ecosistemas en recuperación

El cultivo de suelos disminuye el contenido de carbono, producto de bajos aportes de materia orgánica

ante ausencia de hojarasca y altas temperaturas de la superficie del suelo. Esta pérdida figura en la tabla 1 como ‘cambio del uso de la tierra’. La restauración de bosques secundarios en América del Norte y Europa acumula carbono en la biomasa nueva, a una tasa de 0.5 Pg C / año (Houghton *et al.*, 1999). En el Calhoun Forest, Carolina del Norte, el aumento de C de 40 años se incrementa a 165 Mg/ha. El 65% de éste se acumuló en la biomasa, y el 35% en la hojarasca, las raíces y el suelo. Pero dentro de 40 años, solamente el 4% del carbono se fijó en las capas minerales del suelo, donde el carbono es estabilizado mediante enlaces estables. El 96% del carbono permaneció en la hojarasca y por eso, en un compartimento volátil (Richter & Markewitz, 2001).

Tabla 2: Diferencia entre varios usos de la tierra, con respecto al sumidero de carbono en el suelo a una profundidad de 50 cm – ejemplo para regiones templadas (Austria).

uso de la tierra	sumidero de Carbono [kg m ⁻²]
bosques	12,1
hojarasca	1,5
suelo mineral	10,6
campos	7,1
praderas	8,7
prados extensivos	12
barbechos alpinos	9
jardines/otros	8
suelos sellados	0

La tabla 2 enseña que los suelos forestales son los mayores sumideros de carbono. La conversión del uso de la tierra se efectúa entre campos a bosques, como efecto de procesos de migración de la población rural a las ciudades. El aumento del área boscosa es cerca de 7.600 ha cada año en Austria, pero por otra parte, unas 3.500 ha de los suelos de uso agrícola se urbanizan, disminuyendo así el efecto de la forestación (Köchl, 2001). Actualmente, los bosques de Austria contienen 320 ± 42 millones toneladas de carbono, y los suelos forestales entre 463 ± 185 . El secuestro de carbono durante el período 1960-1990 fue de 2500 t C cada año (Weiss *et al.*, 2000).

La recuperación de ecosistemas degradados

En Europa Central se efectúa otro tipo de recuperación. En el pasado, fue habitual la extracción de biomasa, contribuyendo a un desequilibrio. De esta manera, se exportó de los sitios grandes cantidades de carbono y nutrientes, luego hubo cambios en el manejo de los bosques, que llevaron a la discontinuación del rastrillo de la hojarasca y con eso a la acumulación de carbono. El aumento de carbono corresponde a un 5% entre 1960 y 1990. El efecto contrario resulta de lentas tasas de actividad de los microbios en suelos degradados. En estos ecosistemas, se acumuló hojarasca en el pasado que hoy es mineralizado debido a la creciente fertilidad de los suelos. Todavía falta un concepto que considere ambos procesos y ofrezca una explicación consistente (Berg, 2000).

Un ejemplo es el experimento Dobrowa en Austria, que se muestra en la tabla 3 (según Jandl *et al.*, 2002). Diferentes tratamientos llevan a la reducción de la masa de carbono en el suelo. La pérdida es parcialmente compensada por la producción de la biomasa y se desconoce su comportamiento a largo plazo.

Secuestro en bosques manejados de manera sostenible

Los bosques en Europa Central son manejados de manera sostenible desde muchas generaciones. No obstante, han secuestrado carbono en décadas pasadas. El proceso más importante es la forestación de praderas y tierras agrarias marginales, que integra el 90% del secuestro. El 10% restante es acumulado en los suelos y refleja la mayor productividad de los bosques, son resultado del aumento de las raíces y del follaje que se pierde cada año y la extracción de biomasa aumentada durante las cosechas. A primera vista, el 10% del secuestro en el suelo parece de menor importancia, sin embargo, hay que tomar en consideración que el aumento de la biomasa en el vuelo, solamente se efectúa durante un período corto. A largo plazo, la producción está en equilibrio con la respiración y el balance final es cero. Dentro de los siguientes 50 años va a estabilizarse (Cramer *et al.*, 2001, Körner, 2000).

El potencial de diferentes tipos de bosque

En Europa Central, existen grandes esfuerzos de sustituir bosques secundarios de picea (*Picea abies*), con árboles caducifolios como la haya (*Fagus sylvatica*). El incentivo mayor es que la picea es vulnerable a daños por causa de tormentas y cada decenio extensas áreas de bosques de coníferas son derribadas. En este sentido, los árboles caducifolios son más estables. Como efecto secundario, los árboles caducifolios tienen una madera más densa (430 kg m^{-3} en picea, y 680 en haya) y por eso almacenan más carbono. Sin embargo, la tasa de crecimiento es más lenta. El crecimiento menor se compensa con la producción de biomasa total. Como efecto complementario, existe una mayor seguridad, por la mayor permanencia del sumidero de carbono (Schulze *et al.*, 2000).

Tabla 3: Sumideros de carbono en la biomasa del vuelo y en el suelo en el sitio experimental Dobrowa.

Carbono [g m^{-2}]		control	abono mineral	fijación de N	combinación
vuelo	acículas	391,3	1100,0	830,1	874,3
	madera	1760,9	4949,8	3735,3	3934,1
hojarasca		5572,0	2040,0	2300,0	3600,0
suelo mineral	0-5 cm	2020,0	1720,0	1960,0	2020,0
	5-10cm	1150,0	1109,0	1230,0	1320,0
	10-20cm	1361,0	1311,0	1010,0	1590,0
Suelo total		10103,0	6180,0	6500,0	8530,0
Total		12255,2	12229,8	11065,4	13338,4
		100 %	99,8 %	90,3 %	108,8%

Nivel 1 / Nivel 2 en Europa

La pregunta es si existen medidas para capturar grandes cantidades de carbono en los suelos y si hay métodos para demostrar la efectividad de este secuestro de carbono. Su comprobación depende del registro exacto de un gran número de datos químicos, y en este sentido, Europa es afortunada de contar con ellos. Como consecuencia del deterioro de los bosques ('Waldsterben'), se estableció desde hace 10 años una 'Red de Monitoreo del Estado de los Bosques'. La distancia entre las parcelas individuales de muestreo es de alrededor de 16 km, y pese a que mantener esta red de parcelas es costoso, actualmente es una prioridad de la Unión Europea. Aún existe la duda de si este sistema de observación de bosques permitirá constatar cambios en el almacenamiento de carbono con exactitud. Sin embargo, es improbable que a futuro se cuente con otra red de mayor densidad.

El programa 'Monitoreo del efecto de la contaminación del aire a bosques' en una iniciativa internacional con la dirección de la UN/ECE (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests; <http://www.icp-forests.org>). Todos los métodos aplicados han sido armonizados entre los 38 países participantes. Se inició en 1985 según el creciente interés del público acerca de los efectos adversos de las emisiones industriales. Existen dos niveles de la intensidad del monitoreo. El Nivel I incluye el monitoreo del estado de la defoliación de los bosques, en una red transnacional de parcelas ubicadas cada 16 km, aunque muchos países poseen redes de densidad mayor. Entre los años 1992 y 1996 también se investigó la química de los suelos y el contenido de nutrientes en las hojas/acículas. En los sitios únicos, solamente se colectó un conjunto de pruebas de capas geométricas fijas (hojarasca, 0-10, 10-cm, 10-20, 20-30, 30-50 cm) para el análisis químico. Las pruebas corresponden a mezclas de 4 perfiles en cada sitio, siendo representativas a pesar que se desconocen valores de estadística local (English *et al.*, 1992). El Nivel II empezó en 1994 y considera bosques seleccionados. En algunas parcelas, las mediciones se complementan con análisis químicos del agua del suelo, del crecimiento radial y registros del clima local. El diseño para la colección de pruebas de análisis químico del suelo es más extenso. Dentro de la parcela, un rectángulo de 20 m se subdivide en tramos de 5 m, por esto, se tiene 16 pruebas para cada capa del suelo y sitio. El diseño implica que no todos los sitios son seleccionados conforme a la experiencia del investigador y la variabilidad local puede ser significativa.

Estadística

Ambos programas ponen el énfasis en la medición de los sumideros de carbono a través de inventarios. Los resultados obtenidos reflejan la necesidad de medir la concentración de carbono entre límites concretos de precisión. Usualmente se acepta una desviación de un 5%. La medición de la tendencia en el tiempo es una cosa diferente. La predicción de una tendencia puede apoyarse en (i) escenarios, o (ii) en una tendencia conocida.

La diferencia de valores medidos durante dos registros del suelo consiste en el valor verdadero y algunos errores.

$$\text{diferencia} = \text{medición}_{(\text{antes})} - \text{medición}_{(\text{después})}$$

$$\text{error total} = (\text{error del laboratorio} + \text{variabilidad espacial} + \text{variabilidad temporal} + \text{error de colección} + \text{azar})$$

Solamente la variabilidad temporal es la señal, pero los otros errores corresponden a 'ruido'. Para determinar la diferencia dentro de dos colecciones, las variabilidades a causa del laboratorio y las heterogeneidad locales pueden ser minimizado para cuantificar el efecto del tiempo.

Los suelos forestales son reconocidos por su gran *variabilidad espacial*. Una razón es la falta de homogeneización por cultivo que se efectúa en sitios de uso agrícola, siendo obvio el contraste ante una inspección ocular. Si se colectan muestras en diferentes años, el disturbio del suelo por razones naturales puede desempeñar un papel importante. Pero la mayor parte de la variabilidad resulta de las diferencias individuales de la manera de *colección de las muestras*. La manera en que cada persona interpreta los límites entre capas del suelo, puede ser un poco diferente. Pueden resultar grandes diferencias entre los datos de un mismo año, si los investigadores separan los horizontes del suelo de forma subjetiva (Federer, 1982). Las inconsistencias en cuanto al límite entre la hojarasca y el suelo mineral, pueden comprometer la comparación de los datos e inducir grandes errores en las estimaciones (Yanai *et al.*, 1999).

El término 'secuestro' de carbono trata la 'cantidad de carbono' en vez de la concentración. La cantidad resulta como una multiplicación entre la masa del suelo fina y su contenido de carbono. En cronosecuencias de muchos años la densidad del suelo puede cambiar. Es normal que la densidad del suelo en bosques maduros es más baja que en bosques jóvenes.

Un factor frecuentemente desatendido es la influencia del tamaño de la prueba individual. En pruebas grandes, la variabilidad interior es grande y se detecta una variación menor entre pruebas paralelas. La variación en distancias muy pequeñas corresponde a puro ruido en proyectos de monitoreo, por lo que se recomiendan pruebas de gran tamaño. Como recomendación general para la investigación de suelos, es adecuado emplear 16 pruebas en un círculo de 16 m de diámetro.

El *error del análisis químico* es pequeño. Muchos estudios enseñan que los resultados químicos de laboratorios certificados son estables. El problema mayor se origina en la variabilidad espacial. Se hace necesario coleccionar un suficiente número de pruebas, para minimizar la tolerancia de un error.

La mayor parte de la variabilidad es resultado de las diferencias individuales de la manera de colección de las muestras. Existen diferencias en la interpretación de los límites de los horizontes del suelo de una persona a otra, por lo que se pueden ocurrir grandes diferencias entre los datos de un mismo año.

Mientras que el coeficiente de variación de la biomasa del suelo alcanza aproximadamente un 30%, el de los suelos podría ser más de 100%. Una parte de esta variabilidad se deriva de diferencias químicas entre el suelo inmediatamente cercano a los fustes y el suelo ubicado a mayor distancia de éstos. Otra parte depende del contenido de rocas presentes en el suelo. El protocolo de la colección de las muestras del suelo tiene que considerar el conocimiento de estas fuentes de sesgos.

En muchos casos, el número de las pruebas será menor al deseado por razones estadísticas. Ante posibles compensaciones económicas producto del secuestro de carbono, se reclama que el secuestro de carbono se produce con seguridad o una probabilidad de magnitud conocida. Decisiones erradas, basadas en información inexacta o imposible de reproducir pueden resultar más costosas que el ahorro en las investigaciones. Además, pueden ser resultados válidos para justificar consecuencias económicas y políticas e igualmente el diseño del monitoreo puede ser efectivo. El costo no puede exceder al mínimo necesario para obtener la información deseada. Dado que se requiere más de dos muestras para detectar la variabilidad temporal, no se puede contar con información de la tendencia de captura de carbono, de forma inmediata.

Optimizar el programa del monitoreo

Se debe notar que los experimentos a una escala de ecosistema, tienen límites estadísticos. El secuestro

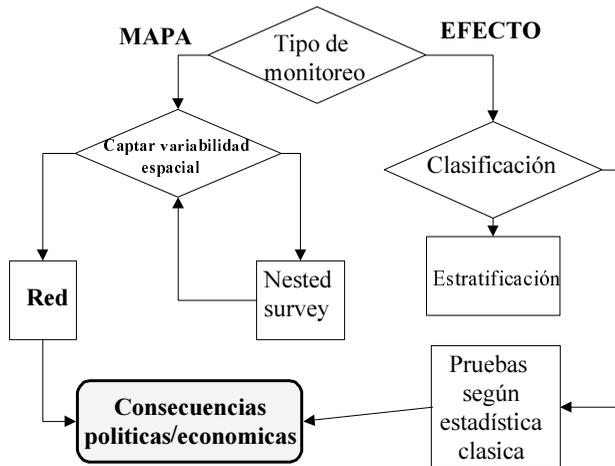
de carbono no constituye ningún experimento clásico, donde existen repeticiones, factores separados, y diferentes niveles de tratamientos. Los efectos significativos serán resultado de tratamientos fuertes y son evaluables con el análisis de varianza. El objetivo del monitoreo rara vez se cumple si existen tratamientos diferentes, y responde a un factor, el carbono del suelo, o bien si mediante cambios a nivel mundial, se estimula el secuestro (Schulze *et al.*, 1999).

La información deseada sobre el secuestro de carbono se refiere a regiones en vez de sitios individuales, por lo cual se podría explorar redes completas. La experiencia enseña que en muchos sitios no se produce ningún efecto, simplemente porque la sensibilidad de estos sitios con respecto de carbono es baja. Es posible ahorrar dinero si solamente se incluyen sitios sensibles, dado el caso que las decisiones solamente se limitan a sitios similares.

En el diseño de investigaciones se puede apuntar a informaciones sobre la parcela investigada o sobre áreas o regiones. Normalmente se establecen conclusiones para una región, a partir de los resultados de sitios únicos. La *geoestadística* es una rama de la estadística clásica que considera el supuesto de una dependencia espacial de ciertas características, como los datos químicos. En la naturaleza, este supuesto es entendible ya que parcelas cercanas son más parecidas que aquellas ubicadas a grandes distancias entre sí. El método *kriging* es una forma de interpolación que lleva a predicciones sin un sesgo agregado. El método *kriging* requiere el conocimiento del *variograma* o la función de la covarianza. El variograma se puede derivar de un 'diseño anidado' preliminar, como orientación sobre la variabilidad espacial y la siguiente exploración de una red regular, de por lo menos 150 parcelas individuales (Webster, 1985; Schulin *et al.*, 1994). Según Papritz y Webster (1995), el valor del *kriging* constituye la oportunidad de trazar una mapa sin un error sistemático. Desgraciadamente, la *geoestadística* no permite ahorrar dinero, debido a que la derivación del *variograma* requiere muchas pruebas.

La teoría de los muestreos estadísticos no considera ninguna hipótesis sobre la distribución espacial de las características de los sitios. Debido a esto, no hay supuestos sobre parcelas vecinas y la información derivada para un sitio no tiene ninguna validez para otros sitios. Si la región es bastante heterogénea, debido por ejemplo a zonas geológicas o diferentes estructuras de edad de los bosques, es posible estratificar la región y coleccionar pruebas en cada estrato. Este método no considera información alguna sobre las

características de los sitios entre las parcelas. El supuesto más común es que se aplica la interpolación lineal o la *tesselación* (cuadrante con la parcela en el centro; el límite con el cuadrante vecino en el medio de la línea).



En general, la fuerza de la estadística es baja en estudios de monitoreo, lo que implica que el poder de reconocer el efecto, si éste existe, es baja (Foster, 2001). Un ejemplo de esto es Austria, con un área boscosa de 3,9 millones ha: el secuestro de carbono entre 1960 y 1990 fue de 2,5 millones de toneladas de C cada año. Una estimación conservadora es que la parte del suelo corresponde a un 10%, i.e. 250 mil t C o 64 kg C / año / ha. En mediciones a intervalos de 10 años, se debiera descubrir diferencias de 640 kg C / ha con certeza, sin embargo la variabilidad no lo permite.

Medición directa del secuestro de carbono

Una alternativa para los programas del monitoreo, lo constituye la medición de los procesos de la formación y la descomposición de la materia orgánica por medio de la señal de ¹⁴C de pruebas de bombas atómicas. El método requiere de mucho trabajo y no es apto para llevar a cabo en muchas parcelas de una red. Descripciones de estos métodos se encuentran en Quideau *et al.* (2000) y Gaudinski *et al.* (2000).

Referencias

Berg, B, 2000: Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils, *Forest Ecology and Management* 133, 13-22.
 Cramer, W, A Bondeau, FI Woodward, IC Prentice, RA Betts, V Brovkin, PM Cox, V Fisher, JA Foley, AD Friend, C Kucharik, MR Lomas, N Ramankutty, S

Sitch, B Smith, A White, C Young-Molling, 2001: Global response of terrestrial ecosystem structure and function of CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7, 357-373.
 Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler and J. Wisniewski, 1994: Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185-190
 Englisch, M., G. Karrer und F. Mutsch, 1992: Österreichische Waldbodenzustandsinventur - Methodische Grundlagen, *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt*, 168/I, 5-22
 Federer, CA, 1982: Subjectivity in the separation of organic horizons of the forest floor. *Soil Science Society America Journal*, 46, 1090-1093.
 Foster, JR, 2001: Statistical power in forest monitoring. *Forest Ecology and Management* 151, 211-222.
 Gaudinski, JB, SE Trumbore, EA Davidson and S Zheng, 2000: Soil carbon cycling in a temperate forest: radio-carbon-based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning of fluxes, *Biogeochemistry*, 51, 33-69.
 Houghton, R.A., J.L. Hackler and K.T. Lawrence, 1999: The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285, 574-577.
 Jandl, R, F Starlinger, M Englisch, E Herzberger and E Johann, 2002: Long-term effect of a forest amelioration experiment, aceptado en *Canadian Journal of Forest Research*, Vol 32, 120-128.
 Köchl, A., 2001: Bodenschutz in Österreich. *Mitteilungen der österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Heft 64, 39-51.
 Körner, C, 2000: Biosphere responses to CO₂, *Ecological Applications*, 10, 1590-1619.
 Oren, R, DS Ellsworth, KH Johnsen, N Phillips, BE Ewers, C Maier, KVR Schäfer, H McCarthy, G Hendrey, SG McNulty and GG Katul, 2001: Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere, *Nature*, 411, 469-472.
 Papritz, A and R Webster, 1995: Estimating temporal change in soil monitoring. I. Statistical theory, *European Journal of Soil Science*, 46, 1-12.
 Quideau, SA, MA Anderson, RC Graham, OA Chadwick and SE Trumbore, 2000: Soil organic matter processes: characterization by ¹³C NMR and ¹⁴C measurements, *Forest Ecology and Management*, 138, 19-27.
 Richter DD and D Markewitz, 2001: Understanding soil change - soil sustainability over millenia, centuries, and decades, Cambridge University Press.

- Schimel, DS, 1995: Terrestrial ecosystems and the carbon cycle, *Global Change Biology*, 1, 77-91.
- Schimel, D, 1998: The carbon equation, *Nature*, 393, 208-209.
- Scholes, R, 1999: Will the terrestrial carbon sink saturate soon? *IGBP Newsletter* 37, 2-3.
- Schulin, R, R Webster and R Meuli, 1994: Technical note on objectives, sampling designs, and procedures in assessing regional soil pollution and the application of geostatistical analysis in such surveys. Federal Office of Environment, Forests and Landscapes (FOEFL)25/A.
- Schulze, E-D, RJ Scholes, JR Ehleringer, LA Hunt, J Canadell, FS Chapin III, WL Steffen, 1999: The study of ecosystems in the context of global change; In Walker, B, W Steffen, J Canadell and J Ingram (eds), *The terrestrial biosphere and global change - Implications for natural and managed ecosystems*, 19-44, Cambridge University Press.
- Schulze, ED, C Wirth and M Heimann, 2000: Managing forests after Kyoto, *Science*, 289, 2058-2059.
- Smith, P, DS Powlson, JU Smith, P Falloon and K Coleman, 2000: Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture, *Global Change Biology*, 6, 525-539.
- Trumbore, S, 2000: Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon constraints on belowground C dynamics. *Ecological Applications*, 10, 399-411.
- Webster, R, 1985: Quantitative spatial analysis of soils in the field, *Advances in Soil Science*, 3, 1-70, Empresa Editorial Springer, Nueva York.
- Weiss, P., K Schieler, K Schadauer, M Englisch, 2000: Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Monographien Umweltbundesamt 16.
- Yanai, RD, T.G. Siccama, M.A. Arthur, C.A. Federer and A.J. Friedland, 1999: Accumulation and depletion of base cations in forest floors in the Northeastern United States, *Ecology*, 80, 2774-2787.

Monitoreo de Plantaciones Forestales para Fijación de Carbono en el Ecuador

Luis Fdo. Jara, Franco Gutiérrez, Aníbal Paspuel, Galo Ordóñez, Patricio Asimbaya

PROFAFOR S.A., Quito, Ecuador

Resumen

PROFAFOR S.A. (Programa Face de Forestación para el Ecuador), es una empresa privada, creada en 1993 por la fundación holandesa Face (Forests Absorbing Carbon dioxide Emission), con el propósito de apoyar el establecimiento de plantaciones forestales en el Ecuador para absorber y fijar carbono de la atmósfera y de esta manera contribuir a la descontaminación ambiental.

Paralelamente con el proceso de certificación forestal que PROFAFOR se ha empeñado obtener, para la cantidad de carbono como para el manejo adecuado de las plantaciones según principios y criterios del FSC, el programa ha diseñado e implementado un sistema de monitoreo para determinar la cantidad de carbono fijado por la plantación y por la regeneración natural existente en la misma.

La metodología para estimar el carbono de las plantaciones, consiste en el establecimiento de parcelas permanentes de 20 x 25 m en todas aquellas plantaciones mayores a 25 ha de superficie y de 4 años de edad. Se toma información general del sitio, masa arbórea de la plantación (tallo, ramas y hojas) y masa no arbórea de la plantación (arbustos, hierbas, hojarasca), mantillo y suelo. El componente subterráneo (raíces) se calcula mediante la relación biomasa aérea/biomasa subterránea según Nabuurs & Mohren (1995). El carbono total del suelo se obtiene con base en la cantidad de materia orgánica contenida en los primeros 10 cm de profundidad mediante la fórmula de Mohren y Nabuurs (1993).

Al mismo tiempo, se analiza el componente de vegetación natural dentro y en un área adyacente a la plantación donde se describe cualitativa y cuantitativamente las especies más frecuentes y abundantes (brinzal, latizal y fustal) con base en muestreos en parcelas de 500 m² divididas en subparcelas de menor a mayor tamaño respectivamente. De esta forma se puede analizar objetiva y periódicamente (años 4,5,7 y 10) la línea base del proyecto.

Para realizar esta evaluación se adquirió el equipo de alta tecnología "Field Map" diseñado y construido por IFER de la República Checa. Este aparato combina equipos de medición en campo con software especializado y permite analizar y evaluar la información en forma rápida, eficiente, económica y con alto grado de confiabilidad.

Introducción

PROFAFOR S.A. (Programa Face de Reforestación para el Ecuador) es una compañía ecuatoriana privada, sin ánimo de lucro, creada en 1993 con el apoyo financiero de la fundación holandesa Face (Forests Absorbing Carbon Dioxide Emission), con el propósito de establecer plantaciones forestales para la captación y fijación de dióxido de carbono de la atmósfera y así contribuir a la descontaminación ambiental.

En 1993, Face y el INEFAN (Instituto Nacional Ecuatoriano Forestal y de Áreas Naturales y Vida Silvestre) hoy Ministerio del Ambiente, firmaron un

Acuerdo de Entendimiento en el cual Face se comprometía a fortalecer el Plan Bosque que el INEFAN desarrollaba en la sierra ecuatoriana. Por este motivo, PROFAFOR inició sus actividades apoyando al mencionado Plan en las Provincias de Carchi, Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Chimborazo, Bolívar, Azuay, Cañar y Loja, utilizando principalmente dos especies de coníferas - *Pinus radiata* y *P. patula* – debido al escaso conocimiento que se tenía sobre otras especies, especialmente las locales. Sin embargo, a partir de 1998 se ha impulsado el uso de especies regionales de tal forma que las áreas contratadas tengan por lo menos el 30 % de su extensión con estas

especies como quishuar (*Buddleja incana*), colle (*B. coreaceae*) yagual (*Polylepis incana* y *P. reticulata*), sacha capulí (*Vallea stipularis*) y jiguerón (*Aegiphylla ferruginea*).

En 1998, el programa amplió sus actividades hacia la costa norte del país, específicamente en el área de amortiguamiento de la reserva natural de Mache Chindul, al Norte de la Provincia de Manabí y Sur de Esmeraldas. Lo anterior, obedece a que en la zona baja tropical, las especies locales han tenido un desarrollo tecnológico más avanzado y por otro lado, el crecimiento de estas especies es rápido. Algunas de las especies utilizadas son guayacán (*Tabebuia chrisanta*), amarillo (*Centrolobium platinense*), guachapelí (*Albizzia guachapele*), fernán sánchez (*Triplaris americana*), tangaré (*Carapa guianensis*), coco (*Virola dixonii*), laurel (*Cordia alliodora*) y cutanga (*Parkia multijuga*), entre las principales. Se han establecido las plantaciones mixtas, asociando hasta cinco especies, teniendo en cuenta los patrones de crecimiento de cada una de ellas. De esta forma, se pretende establecer bosques similares a los existentes anteriormente y aplicar los principios de sostenibilidad ambiental y socio-económica.

Hasta la fecha, PROFAFOR ha suscrito cerca de 170 contratos de forestación que cubren un área aproximada a las 24.500 ha tanto en la sierra (entre 2800 y 3750 msnm) como en la costa (entre 50 y 600 msnm). En general, los contratos establecen que Face mediante PROFAFOR se reserva los derechos y propiedad del carbono absorbido y fijado por las plantaciones, mientras que el beneficiario o dueño de la tierra, puede hacer uso de la madera proveniente del bosque plantado, bajo determinadas condiciones técnicas. La duración del contrato actual es de 99 años, lo que hace que efectivamente exista bosque por un largo periodo en la tierra del beneficiario y se pueda aprovechar en forma sostenible.

El uso anterior de los suelos en la sierra fueron pajonales y pastos degradados sometidos a pastoreo extensivo y quemas periódicas, mientras que en la costa se está dando mayor énfasis al uso de pastos abandonados o degradados. Una parte significativa del área plantada (8.000 ha) se ha contratado con comunidades indígenas de la sierra ecuatoriana, incorporando tierras degradadas o sin uso a la economía local. El remanente ha sido con propietarios particulares de diverso tamaño con un promedio de 100 a 120 ha por propietario particular.

Para la selección de los proyectos a financiar, se han considerado tres criterios: adicionalidad, es decir, que el proyecto de reforestación incremente

efectivamente la cantidad de carbono al ecosistema desde su inicio hasta su conclusión; sostenibilidad, mediante un adecuado manejo, el propietario pueda utilizar los productos del bosque en forma continua, asegurándole ingresos sin detrimento de los recursos y manteniendo el carbono fijado a largo plazo; costo-eficiencia, el proyecto debe ser económicamente atractivo al beneficiario y a PROFAFOR, como también, ser eficiente en cuanto a su desarrollo, crecimiento y capacidad de absorción y fijación de carbono.

A principios de 1999, Face/PROFAFOR inició el proceso de certificación forestal en dos sentidos: uno, para ser considerado como un Proyecto de Verificación y Certificación de Gases de Efecto Invernadero y obtener el certificado sobre un Programa de Unidades de Reducción de Emisiones Proyectadas de la cantidad de carbono fijado y almacenado por las plantaciones que ha apoyado y en segundo lugar, para el manejo adecuado de las plantaciones, basado en los principios y criterios de la FSC (Forest Stewardship Council). La verificadora escogida fue la SGS (Société Generale de Surveillance, Product & Process Certification), considerada como la más grande del mundo, con oficinas en más de 140 países incluyendo al Ecuador. Después de dos años y medio de negociaciones, visitas de inspección y verificación y de evaluaciones de la capacidad financiera, técnica y ambiental del programa, se obtuvo la certificación de la cantidad de carbono almacenado en las plantaciones. PROFAFOR/FACE cuenta con certificados expedidos por la SGS por el orden de 2,49 millones de toneladas de CO₂, de los cuales 1,8 millones de toneladas son libre de riesgos y el remanente bajo cierto tipos de riesgo.

Por lo anterior, fue necesario implementar un sistema de monitoreo y seguimiento a las plantaciones de PROFAFOR, con el propósito de determinar con mayor grado de seguridad y precisión la cantidad de carbono fijado por las plantaciones y además, conocer más a fondo la evolución de la vegetación natural dentro y fuera de las plantaciones como base para un adecuado manejo y para definir su participación en la contabilidad del carbón adicionado al sistema.

Este trabajo tiene como objetivo lo siguiente:

- Describir la metodología diseñada e implementada por PROFAFOR para calcular la cantidad de carbono absorbido y fijado por plantaciones establecidas entre 1994 y 1998.
- Reseñar el sistema de monitoreo de las plantaciones y de la vegetación natural existente en áreas adyacentes y dentro de las mismas.

- Presentar el equipo “Field – Map” de tecnología de punta diseñado para la medición, cuantificación y georeferenciación de los recursos forestales para propósitos de carbono.

Metodología para la estimación de carbono de plantaciones jóvenes

Dado que PROFAFOR inició actividades tan sólo en 1993, para efectos de determinar la cantidad de carbono en las plantaciones, se consideraron las de mayor edad, es decir, aquellas establecidas entre 1994 y 1995. En el Anexo 1 se muestra la primera página a manera de ejemplo, del listado de plantaciones existentes hasta la fecha, indicando la localización y demás información básica. Además, están señaladas aquellas de más de 4 años de edad (a 1999) y consideradas para esta parte del estudio. En el Cuadro 1 se presenta un resumen de las plantaciones de más de 4 años de edad, las cuales arroja un área total de 8.632 ha hasta 1999. La especie mayor representada es el *Pinus patula* con 59.3 % del área total seguida por el *P. radiata* con 35.0%. El remanente (5.7%) lo compone *Eucalyptus globulos*, *E. saligna* y *Cupressus macrocarpa*.

Todas las plantaciones se encuentran ubicadas sobre la sierra ecuatoriana en las provincias de Carchi, Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Chimborazo, Bolívar, Cañar, Azuay y Loja. Están localizadas entre 2.450 y 3.750 msnm, en sitios con temperaturas entre 6 y 16 °C y precipitación media anual entre 800 y 2.200 mm. En general, los suelos son profundos, bien drenados y derivados de cenizas volcánicas recientes hacia el norte y antiguas hacia el sur.

Parcelas de muestreo

Para tener una representación de sitios y edades, se procedió a realizar un muestreo de aquellas plantaciones

mayores a 25 ha. Para proceder a definir el número de parcelas por plantación, se tuvo en cuenta los siguientes rangos:

Rango de tamaño de plantación (ha)	Número de parcelas muestreo
25 – 70	1
71 – 200	2
201 – 500	3
501 – 1500	4
más de 1500	5

Se realizaron muestreos sobre un total de 52 plantaciones (22 de *P. patula*, 21 de *P. radiata*, 8 de *Eucalyptus spp.* y una de *Cupressus macrocarpa*), y se establecieron un total de 92 parcelas distribuidas así: 42 de *P. patula* (45.6%), 37 de *P. radiata* (40.2%), 12 de *Eucalyptus spp.* (13.0%) y una en *C. macrocarpa*. Para la distribución de las parcelas en el terreno, se realizó un reconocimiento previo e información de gabinete y se procuró abarcar todo el rango de variabilidad, tanto fisiográfica como en tamaño y desarrollo de la plantación. En terrenos con baja variación, las parcelas fueron ubicadas al azar. La forma y tamaño de las parcelas de muestreo fue de 20 x 25 m para un total de 500 m². Cada parcela contenía entre 50 y 60 árboles/ha.

Registro de información

La toma de información se basó en otras investigaciones realizadas por Coppus, Groenendijk & Hofstede (1997) en plantaciones de pinos, Fehse et al. (1999) para determinar biomasa y carbono de bosques naturales en la zona alta del Ecuador y Tonneijck (1998) en páramos herbáceos, todos citados por Hofstede y Aguirre 1999. Estos trabajos fueron ejecutados dentro de las actividades del Proyecto de Investigaciones en

Cuadro 1.- Superficie y especies plantadas por PROFAFOR entre 1994 y 1998

Especie	Area (ha)	(%)
<i>Pinus patula</i>	5.123	59.3
<i>Pinus radiata</i>	3.022	35.0
<i>Eucalyptus globulos</i>	357	4.2
<i>Eucalyptus saligna</i>	100	1.2
<i>Cupressus macrocarpa</i>	30	0.3
Otras	0	0
TOTAL	8.632	100.0

Páramos y Bosques Andinos (ECOPAR). Para la determinación de carbono se basó en la metodología en Nabuurs & Mohren (1995) y de Fehse et al. (1999).

La toma de las mediciones en cada parcela se dividió en los siguientes estratos y componentes:

Estrato	Tipo de estrato	Componente
1. Arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Fuste
2. Arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Copa (ramas + hojas)
3. Arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Raíces (estimado)
4. No arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Arbustos
5. No arbóreo de plantación	Biótico (vivo)	Hierbas (mono y dicotiledóneas)
6. No arbóreo de plantación	Abiótico (muerto)	Hojarasca y mantillo
7. No arbóreo de plantación	Abiótico (inerte)	Suelo

Las ramas, ramillas y las hojas o acículas de los árboles se tomaron como un solo componente debido a su pequeño tamaño (0.5 a 5.0 m). El componente raíces fue obtenido con base en las relaciones entre biomasa aérea y biomasa subterránea reportada por Nabuurs & Mohren 1995, que se describirá posteriormente. Los componentes 4 (arbustos), 5 (hierbas) y 6 (hojarasca y mantillo) fueron colectados y analizados conjuntamente, debido a la dificultad para separarlos, pues en la mayoría de las plantaciones el sotobosque consistía en pajonal.

Mediciones de componentes

En cada parcela de muestreo se determinó la sobrevivencia (%). A cada uno de los árboles se le midió la altura total con vara calibrada al cm y cuando su tamaño lo permitió, se midió el diámetro a la altura de pecho (DAP) con forcípula graduada a 0.1 cm. A los árboles de menos de 2 m se les midió diámetro basal (a ras del suelo) y apical. A todos los árboles se midió la proyección vertical del diámetro máximo de la copa con cinta métrica con aproximación al cm. De cada parcela se extrajo un árbol, al cual se separó el fuste o tallo de las ramas, ramillas y hojas o acículas. Para obtener una representatividad de diferentes tamaños de árboles para el cálculo de volumen, biomasa y carbono, los árboles se escogieron de diferentes tamaños partiendo de los más grandes a los más pequeños en cada plantación.

Componente fuste: de cada árbol extraído, se procedió a pesar el fuste en balanza graduada con aproximación a 0.1 kg. Se tomaron tres muestras de 15 cm de longitud del

ápice, de la parte media y de la base del fuste, se pesaron con balanza graduada (0.1 kg) y se llevaron al laboratorio. Allí se secaron al horno a una temperatura de 104°C hasta obtener peso anhidro y deducir la relación peso seco/peso húmedo.

Componente copa (ramas + hojas/acículas): de cada árbol extraído se midió la altura total y proyección de diámetro máximo de copa con vara y cinta métrica graduada (0.1 cm) respectivamente. Se pesó el total de la copa con balanza graduada (0.1 kg), procediendo a segmentar las ramas gruesas. Se tomó una muestra de ramas y de acículas de aproximadamente 1.0 kg cada una en bolsas plásticas, se pesaron con balanza graduada (0.1 kg) y se llevaron al laboratorio para determinar peso seco. Para ello se secaron al horno a 104 °C hasta obtener peso seco y determinar relación peso húmedo/peso seco.

Componente raíz: se utilizaron las relaciones entre biomasa aérea y subterránea reportadas por Nabuurs & Mohren 1995, y resumida de la siguiente manera:

Especie	Edad (años)	Relación (bs/ba)
<i>Pinus radiata</i>	5	0.16
<i>Eucalyptus spp.</i>	5	0.15
<i>Cupressus macrocarpa</i>	5	0.16

Componente arbustos + hierbas + mantillo: se delimitó una subparcela de 1.0 m² dentro de la parcela para registrar todos los individuos de herbáceas mono y dicotiledóneas, arbustos y hojarasca o mantillo. Se recolectó toda la vegetación de la subparcela (aérea y necromasa a ras del suelo) y se pesó en balanza graduada (0.1 kg). Posteriormente se tomó una muestra mezclada de los subcomponentes de aproximadamente 1.0 kg en

bolsas plásticas, se pesó en balanza graduada (0.1 kg) y se llevó al laboratorio para determinar peso seco.

Componente suelo: en cada parcela se levantó un perfil del suelo, describiendo las características físicas de cada uno de sus horizontes: profundidad, textura, color, estructura, drenaje. La profundidad del horizonte orgánico A fue estimada con base en los cambios de coloración de los suelos. La toma de las muestras fue producto de un muestreo más intenso como se indica en el Anexo 2. En total se recolectaron cinco muestras así: tres de 0 a 10 cm de profundidad, una de 10 a 25 cm y una 25 a 50 cm. Se tomaron muestras de 500 g de suelo y se llevaron al Laboratorio de Suelos del SESA. Allí se realizaron análisis químico de materia orgánica, nitrógeno, potasio, fósforo y pH, y físico de contenido de humedad y densidad.

Cálculos de volumen, biomasa y carbono

Componente fuste: se calculó el volumen de cada árbol mediante fórmulas convencionales:

$$V = 0.785 * DAP^2 * AT * FF$$

donde

- V: Volumen total de cada árbol (m³)
 DAP: Diámetro a la altura del pecho (m)
 AT: Altura total del árbol (m)
 FF: Factor forma

El factor forma se obtuvo mediante la relación obtenida entre el volumen real del árbol y el de un cilindro perfecto mediante seccionamiento del fuste. Se establecieron las relaciones de peso húmedo/peso seco para así determinar el contenido de biomasa del fuste de cada uno de los árboles mediante la utilización de regresiones simples con los siguientes resultados:

Especie	Ecuación ph/ps	r ²	Probabilidad (%)
<i>Pinus patula</i>	y=0.378 x	0.96	p > 0.05
<i>Pinus radiata</i>	y=0.363 x	0.93	p > 0.05
<i>Eucalyptus spp.</i>	y=0.593 x	0.96	p > 0.05
<i>Cupressus spp.</i>	y=0.461 x	0.97	p > 0.05

Para calcular el contenido de carbono del fuste de cada árbol, se utilizó el factor 0.5 como constante (Nabuurs & Mohren 1995).

Componente copa (ramas + hojas/acículas): utilizando los parámetros medidos y diferentes herramientas

estadísticas, se llegó a obtener un modelo que puede calcular la biomasa total de la copa en función del diámetro máximo de su copa, tomando en cuenta a la copa del árbol como un elipsoide. Como resultado de éste análisis se tuvo lo siguiente:

Especie	Relación (dc/ps)	r ²	Rango tamaño copa
<i>Pinus patula</i>	y = 0.014 ^{4.672x}	0.63	0 a 1.0 m
<i>Pinus patula</i>	y = 1.03x - 0.04	0.79	1.0 - 2.0 m
<i>Pinus radiata</i>	y = 0.042 ^{2.442x}	0.69	< 2.0 m
<i>Pinus radiata</i>	y = 7.91x - 10.55	0.89	> 2.0 m

Componente raíces: se tuvo como base las relaciones de biomasa subterránea/biomasa aérea de Nabuurs & Mohren 1995, descrita anteriormente. Para el cálculo del carbono se multiplicó la biomasa por el factor 0.5 utilizado por el mismo autor.

Componente arbustos + hierbas + mantillo: los tres subcomponentes se sumaron en un solo valor para efectos de los cálculos de biomasa. Se aplicó también el factor constante de 0.5 para el cálculo de carbono y los resultados se extrapolaron a hectárea.

Componente suelo: para determinar el contenido de carbono en el suelo, se aplicó un factor de 0.58 de la materia orgánica del suelo. Solamente se estimó el carbono para los primeros 10 cm de profundidad, pues la mayoría de las muestras fueron tomadas de este segmento y además, resulta la más relevante para evaluar la dinámica futura de la variación de carbón en las plantaciones forestales.

Metodología del monitoreo de plantaciones forestales y vegetación natural

Para los propósitos de PROFAFOR, el monitoreo es una serie de evaluaciones consecutivas y periódicas de diferentes aspectos cuantitativos y cualitativos de la vegetación natural dentro y circundante a la plantación y de la misma plantación, relacionados al manejo y cumplimiento de los objetivos de los bosques.

La meta del monitoreo es obtener información sobre el desarrollo de la vegetación natural y de las plantaciones de PROFAFOR como base para un adecuado manejo con miras a la producción de madera y de mantener un "stock" mínimo de carbono. El monitoreo no tiene como meta explícita la obtención de información sobre secuestro de carbono. Los resultados deben ser la base para las recomendaciones sobre el manejo y

cualquier otra práctica silvicultural con miras a maximizar la cantidad de biomasa pero permitiendo un aprovechamiento sostenible. En el diseño de la metodología, se empleó una técnica fácil y segura que permita obtener resultados rápidos y confiables.

En general, los objetivos del monitoreo son conocer la dinámica de la vegetación dentro y adyacente a la plantación y de la plantación misma en el tiempo y espacio, tener bases suficientes para optimizar los tratamientos silviculturales, evaluar el estado sanitario para emprender acciones de mitigación a tiempo, hacer seguimiento y ajustes al plan de manejo inicial y detectar problemas eventuales que afecten el normal desarrollo de la plantación e implementar soluciones en forma oportuna.

Evaluación de la plantación y de la vegetación natural

El tipo de muestreo que se utiliza es estratificado al azar con distribución proporcional al área. El siguiente cuadro indica el número de parcelas necesarias de acuerdo al área plantada de cada proyecto:

Área del proyecto(ha)	Número de parcelas
10 – 25	1
26 – 50	2
51 – 100	3
101 – 150	4
151 – 200	5
201 – 250	6
251 – 300	7
301 – 350	8

La parcela es de carácter permanente y de forma rectangular (10 x 50 m) para un área de muestreo de 500 m², y un total de 493 parcelas en todas las plantaciones. Sobre esta área se evalúa la vegetación natural existente (brinzal, latizal y fustal) y los árboles plantados dentro de la parcela. El eje longitudinal de la parcela se localiza en sentido Norte-Sur o Este-Oeste de acuerdo a la orientación y longitud de la pendiente. Una parcela similar se localiza en un área adyacente a la plantación.

Como primer paso se estratifica la plantación en forma general, de acuerdo a su topografía (plana, ondulada, quebrada, escarpada), edad y especie. En la mayoría de los casos coincide el estrato con los compartimentos establecidos en el plan de reforestación y de manejo inicial. Una vez definido el sitio, en forma aleatoria y con una distribución proporcional, se

establecen las parcelas. Se marca el árbol más cercano a cada vértice con una línea de pintura roja (esmalte anticorrosivo) a 1.3 m de altura y con tres anillos el árbol más cercano al vértice nor-este de la parcela (el anillo más bajo estará a 1.3 m), siempre que los árboles se encuentren al interior de la parcela. En el vértice Nor-Este se coloca un mojón de cemento y se levantan las coordenadas geográficas de este punto con GPS y se determina la altitud y pendiente media. En plantaciones jóvenes de menos de 1.3 m de altura se deja demarcando la parcela, con cinta fosforescente de color anaranjado en el arbusto más cercano que se encuentren dentro de la parcela, junto a cada vértice.

Evaluación componente forestal: en una hoja de campo predeterminada, se registra la información general de la parcela: número de contrato, nombre del propietario, fecha de plantación y de evaluación, número de compartimento, número de parcela, especie, pendiente, responsable y altitud media. Los registros dasométricos de cada árbol de la plantación son los siguientes para la sierra y costa ecuatoriana:

- DAP (diámetro a la altura del pecho, tomado en el fuste principal a 1.3 m)
- NF (número de fustes que superan el 1.3 m de altura)
- DC (diámetro de la proyección de la copa realizando dos mediciones en forma de cruz: la primera medición tomando el diámetro mayor y la segunda perpendicular a la primera)
- AT (altura total del árbol)
- Supervivencia: árboles vivos en relación con la densidad inicial
- Estado sanitario

Evaluación componente vegetación natural (sierra):

- Descripción cualitativa: esta evaluación se realiza por apreciación visual sobre el área de ocupación del tipo de vegetación al interior de la parcela de 500 m² y dada en porcentaje sobre el total. Se han preestablecido ocho tipos de vegetación típica de la zona alta del Ecuador que se describen a continuación:
- Arbustivo alto: vegetación leñosa de más de 1.3 m de altura promedio y que cubre más del 50 % del área.
- Arbustivo bajo: vegetación leñosa de menos de 1.3 m de altura promedio y que cubre más del 50 % del área.
- Pajonal alto con arbustos: vegetación herbácea (paja) con altura promedio de más de 1.3 m, que cubre más del 50 % del área y los arbustos ocupan hasta el 50 % del área.

- Pajonal bajo con arbustos: vegetación herbácea (paja) con altura promedio menor de 1.3 m, que cubre más del 50 % del área y los arbustos ocupan hasta el 50 % del área.
 - Pajonal alto: solo vegetación herbácea (paja) con altura mayor a 1.3 m de altura.
 - Pajonal bajo: solo vegetación herbácea (paja) con altura menor a 1.3 m de altura.
 - Pasto: vegetación herbácea introducida y cultivada por el hombre
 - Suelo desnudo: suelo sin cobertura vegetal.
- La descripción cualitativa de la muestra debe sumar 100 % para los diferentes tipos de vegetación. Se obtiene un promedio de las parcelas para cada compartimento y se extrapolan estos resultados para obtener una apreciación sobre los diferentes tipos de cobertura bajo las plantaciones.
- Descripción cuantitativa: la descripción de la vegetación arbórea (brinzal, latizal y fustal) se determina en parcelas de diferente tamaño, de acuerdo a su altura y dominancia como se muestra en el siguiente cuadro. La parcela de 500 m² se divide en 5 subparcelas de 100 m² y la cuantificación de brinzales y latizales se realiza en la subparcela 3 de 25 y 100 m² respectivamente 1).
- En cada subparcela y para cada uno de los árboles, se toma la información dasométrica mencionada anteriormente incluyendo el nombre vulgar y científico de las especies identificadas.

Evaluación componente vegetación natural (costa):

- Descripción cualitativa: de igual forma que en la sierra se realiza mediante apreciación visual sobre la

Se analiza de igual forma que en la sierra.

- Descripción cuantitativa: ésta descripción de vegetación (brinzal, latizal y fustal) se determina en parcelas de diferente tamaño, de acuerdo al cuadro adjunto. La parcela de 500 m² se divide en 5 subparcelas de 100 m² y la determinación de brinzales y latizales se realizará en la subparcela 3 (central) 2).

1)

Tipo vegetación natural	Descripción	Subparcela de muestreo	Área (m ²)
Brinzal	Vegetación arbórea superior a 0.3 m e inferior a 1.3 m de altura total	5 x 5 m	25
Latizal	Vegetación arbórea superior a 1.3 m de altura total e inferior a 10 cm de DAP	10 x 10 m	100
Fustal	Vegetación arbórea superior a 10 cm de DAP	10 x 50 m	500

2)

Tipo de Vegetación natural	Descripción	Subparcela de muestreo	Área (m ²)
Brinzal	Vegetación arbórea superior a 0.3 m, e inferior a 1.3 m de altura total	5 x 5 m	25
Latizal	Vegetación arbórea superior a 1.3 m de altura total e inferior a 10 cm de DAP	10 x 10 m	100
Fustal	Vegetación arbórea superior a 10 cm de DAP	8 x 62.5 m ² 5 x 100 m ²	500 500

En cada subparcela y para cada uno de los árboles, se toma la información dasométrica mencionada anteriormente incluyendo el nombre vulgar y científico de las especies identificadas.

Análisis de la información

La información recolectada del componente plantaciones forestales en la sierra y en la costa, se procesa mediante métodos estadísticos normales y se obtiene los siguientes resultados de la evaluación cuantitativa: sobrevivencia (%), distancia media entre árboles (m), número de árboles vivos por hectárea densidad (actual), altura total promedio (m), diámetro medio a 1.3 m (cm), diámetro medio de copa (m), área basal (m²/ha), volumen total con corteza (m³/ha) e IMA (m³/ha/a)

En relación con la información del componente vegetación natural, la evaluación cuantitativa arroja para cada uno de los compartimentos los siguientes resultados e indicadores para cada uno de los tipos de vegetación:

Indicadores	Tipo de vegetación		
	Fustal	Latizal	Brinzal
Especies dominantes	x	x	x
No. especies/parcela	x	x	x
No. individuos/ha	x	x	x
Altura total promedio (m)	x	-	-
Diámetro medio a 1.3 m	x	-	-
Diámetro medio copa (m)	x	-	-
Area basal (m ² /ha)	x	-	-
Volumen total (m ³ /ha)	x	-	-
Indice de biodiversidad (Simpson)	x	x	x
Indice de valor de importancia (IVI)	x	x	x

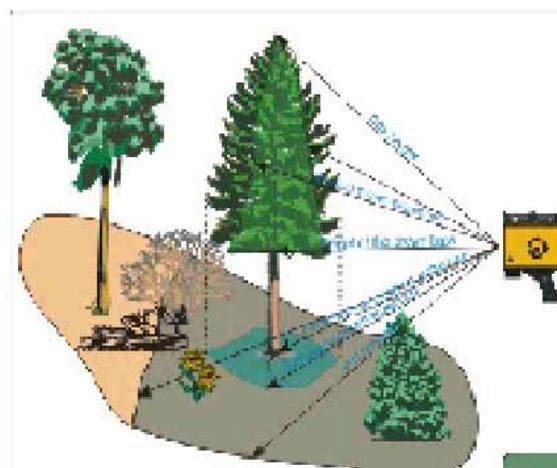
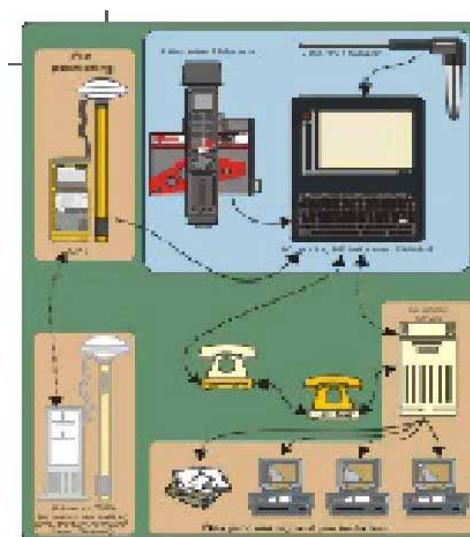
El Índice de Valor de Importancia se calcula con base en la dominancia relativa (basada en los diámetros de cada especie), frecuencia relativa (unidades de muestreo con presencia de especies) y la densidad relativa (número de individuos de las especies) (Cerón 1994). El Índice de Biodiversidad de Simpson (Cerón 1994) se utiliza para aquellos casos en donde la dominancia relativa de pocas especies en la comunidad constituye el interés primario, como es el caso de los páramos ecuatorianos. Entre más cercano sea el valor del índice al número de especies, más diverso es la comunidad.

La evaluación cualitativa presenta como resultado la proporción del área cubierta bajo los diferentes tipos de vegetación descrita anteriormente y relacionada con el total del área plantada.

Field – Map

Este equipo es una herramienta diseñada para la toma de datos de campo en forma sistematizada. Combina equipos de medición con software específicamente elaborado para permitir el tratamiento de cualquier colección de datos de campo y su respectivo análisis espacial. Se constituye en una herramienta eficiente y precisa en la elaboración de trabajo de medición, cuantificación y georeferenciación de recursos naturales. Por lo anterior, PROFAFOR-Face han decidido adquirir este sofisticado equipo para el monitoreo de las plantaciones y de la vegetación bajo éstas y en áreas adyacentes.

Los equipos con que cuenta el Field – Map son:



- Un equipo de rayos laser combinado con un clinómetro electrónico y brújula utilizados para medir distancias y ángulos verticales y horizontales (expresados en azimuts). Estos tres aparatos permiten una descripción tridimensional de cualquier objeto en el campo.
- Una forcípula electrónica para medir diámetros de árboles.
- Un sistema de posicionamiento global (GPS) para georeferenciar las mediciones.
- Un computador portátil con pantalla para lápiz con sistema MS Windows 95/98.

Entre las principales funciones se destaca:

- Desarrollo de bases de datos: mediante el Administrador de Proyectos de Field-Map (Programme Manager) se puede diseñar medidas de campo y estructuras de bases de datos correlacionadas. Contiene las siguientes opciones:
 - capas múltiples (puntos, líneas, polígonos)
 - estructura de base de datos a diferentes niveles, donde la parcela como capa identificadora es usada como raíz de la base de datos, a la cual se le superponen o conectan capas adicionales para el respectivo análisis espacial.
 - Atributos: las entidades que forman la capa tienen muchos atributos que pueden ser números, variables, valores alfanuméricos, datos o categoría de datos seleccionados de listas definidas por el usuario.
 - Desarrollo rápido de la aplicación: la estructura de la base de datos se construye utilizando herramientas visuales; mientras los atributos, incluyendo las listas, pueden ser fácilmente definidas.
 - Exportación de datos de Field-Map para posterior procesamiento: la estructura interna de la base de datos se fundamenta en tablas Paradox para el almacenamiento de atributos y en ArcView para almacenamiento de archivos geográficos.
- Recolección de datos de campo: de acuerdo con las necesidades del usuario, se puede coleccionar datos de campo con las siguientes facilidades:

- Creación automática de Field-Map application: con base en las instrucciones del Programme Manager, el Field-Map genera automáticamente un campo con un arreglo en forma de notebook. El uso de ésta interface sobre un campo del computador hace que la recolección de datos sea fácil y transparente.
- Georeferenciación flexible en el campo: un sistema de punto de referencia temporal establecidos en la parcela de campo, permite al usuario moverse libremente dentro del área de estudio sin perder la georeferencia del punto inicial de referencia.
- Mapeo: entidades geográficas individuales con capas múltiples pueden ser creadas, visualizadas y editadas. Los puntos y líneas pueden ser creados sobre la base de coordenadas que se obtienen de los equipos externos. La herramienta Poly-Shape elabora polígonos con toda la topología de líneas provenientes de las capas simples o múltiples y centroides con atributos anexos. Las áreas y perímetros son calculados automáticamente.
- Árboles: están localizados como puntos y pueden complementarse con datos de DAP obtenidos directamente de una forcípula electrónica y pueden ser visualizados como polígonos de áreas basales de los mismos. Igualmente se puede medir la sobreposición de las proyecciones horizontales de las copas de los árboles con herramientas especiales. Con la ayuda del rayo laser se puede medir la altura total y de la copa, como también permite medir el perfil vertical de las copas.
- Conversión a coordenadas geográficas: el sistema de coordenadas Norte-Sur basado sobre un origen local establecido, cerca o dentro del área de medición, puede ser convertido a una proyección de un mapa seleccionado en cualquier momento de ejecución del proyecto. Con esta proyección se

- puede usar cualquier capa elaborada como fondo del mapa.
- Mediciones periódicas: los valores de las mediciones anteriores pueden ser transferidos a campos de atributos seleccionados.
- Navegación en el campo: el equipo le provee con una herramienta de búsqueda de puntos con coordenadas conocidas.
- Malla de puntos: para un muestro con puntos, el equipo genera una malla regular de puntos que es predefinida por el usuario dentro del área de la parcela. Se puede crear círculos concéntricos que pueden ser utilizados para elaboración de mapas y mediciones.

El Field-Map presenta una serie de ventajas comparativas con relación a métodos tradicionales, como son:

- Opciones para la elaboración de diseños de medición (según objetivos específicos) con base en los cuales la estructura de base de datos para aplicación en campo es generada automáticamente.
- No admite el acceso de información redundante; es decir que cada valor de atributo por objeto es aceptado sólo una vez.
- El receptor de GPS incorporado permite encontrar puntos con coordenadas previamente conocidas, empleando azimut, distancia y dirección (navegación "clockwise").
- El grado de error es mínimo debido a la optimización en la transferencia de información desde el equipo externo de medición a la base de datos. Además, puede revisarse la validez y consistencia de las mediciones directamente en el campo.
- Se pueden desarrollar y adicionar módulos para aplicaciones más avanzadas; por ejemplo tablas de volúmenes, ecuaciones de biomasa, modelos de crecimiento y rendimiento, etc.
- Es compatible con programas para procesamiento y análisis estadístico como Paradox, MS Access y dBase; así mismo, es posible la visualización y análisis espacial en diversos software para SIG como Arcview, SPANS, Mapinfo, etc., sin ningún tipo de conversión.
- El ambiente de trabajo MS Windows es de fácil uso, por lo que no se requiere de programadores especializados para las aplicaciones del Field-Map.

Los módulos de Field-Map son parte de dos ejecutables: Field-Map y Field-Map Programme Manager. Los módulos proveen funcionalidad mediante menús adicionales y botones de pantalla. Los principales son: básico, líneas y transectos, polígonos, capas de datos & módulos externos, árboles y madera muerta, coordenadas geográficas, mediciones periódicas y navegación en campo & utilidades de mallas.

Este equipo ha sido probado en proyectos de Face en la República Checa, Uganda y Ecuador, y actualmente está siendo sometido a ajustes para los propósitos de monitoreo de las plantaciones. Se tiene previsto que el equipo será una herramienta que disminuirá los costos del monitoreo y los errores en la toma y procesamiento de los datos, mejorará la precisión de la información y podrá conectarse al sistema MONIS que es la base de datos que elaboró Face para el monitoreo financiero, técnico y administrativo de cada uno de los proyectos.

Conclusiones Generales

La metodología para la estimación de carbono en las plantaciones jóvenes de *Pinus spp.* en la sierra alta del Ecuador, arrojó la información básica necesaria para iniciar el proceso de certificación forestal. Algunas cifras relevantes son: cantidad de carbono en biomasa aérea de *P. patula* de 3 a 4 años (0.6 - 0.8 t/ha); para *P. radiata* con edades de 4 a 5 años (2.0 y 2.2 t/ha); y para *E. globulos* con edades de 5 a 6 años (2.0 a 4.0 t/ha). Para el sotobosque (arbustos, hierbas y mantillo) el contenido de carbono fue de 8 a 12 t/ha, 7 a 10 t/ha y 2 a 4 t/ha respectivamente para cada una de las especies. El contenido de carbón mineral de los suelos para los primeros 10 cm, varió entre 15 y 20 t/ha, 6 y 10 t/ha y 1,5 y 2,5 t/ha bajo plantaciones de las especies respectivamente.

Con relación a la metodología de monitoreo de las plantaciones y vegetación, ha sido operativa y funcional y se está analizando la información y diseñando una base de datos para obtener resultados sobre la evolución del sotobosque bajo las plantaciones comparado con áreas adyacentes sin bosque. El Field-map será de gran ayuda para este proceso para lo cual se utilizará a partir del final del presente año.

Reconocimientos y Agradecimientos

En la elaboración de la metodología descrita para el cálculo del carbono, participaron las siguientes perso-

nas: Dr. Iginio Emmer e Ing. Onno Heerma van Voss de Face, Holanda; Dr. Jan Sevink de la Universidad de Amsterdam, Holanda; Dr. Robert Hofstede e Ing. Nicolay Aguirre del Proyecto ECOPAR, Ecuador; Ing. Aníbal Paspuel y M.Sc. Luis F. Jara de PROFAFOR, Ecuador. La metodología del monitoreo de vegetación y plantaciones fue elaborada por personal de PROFAFOR con la asesoría del Dr. Iginio Emmer.

Se agradece la colaboración en la recolección de información y registro de campo a los Ings. Nicolay Aguirre, Onno Heerma van Voss, Aníbal Paspuel y Galo Ordóñez. En la ordenación de la información, análisis y elaboración del reporte interno a los Biólogos Patricio Yañez y Pool Segarra. También especial reconocimiento a los propietarios de las plantaciones donde se establecieron las parcelas y demás personal administrativo y operario que contribuyó para que la metodología fuera validada y aplicada.

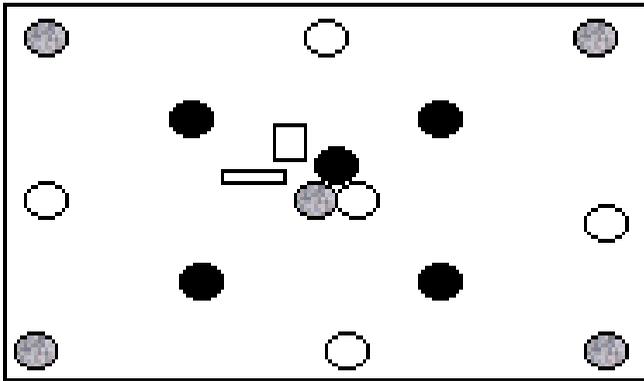
Bibliografía Consultada

- Cerón, C.E., 1994. Métodos para el análisis de la vegetación. En: Memorias del curso taller: Evaluación de impactos ambientales de caminos en áreas protegidas. BID-MOP-INEFAN. Cuenca, 21-29 Noviembre de 1994. p:71-108.
- Coppus, R., Groenendijk, J., Hofstede, R. 1997. Impacto de plantaciones de *Pinus* sobre el suelo y la vegetación en los andes del Ecuador. Presentación y ordenación de datos básicos. Proyecto ECOPAR. Amsterdam, Netherlands. (Informe interno).
- Fehse, J., Aguirre, N., Paladines, C., Hofstede, R., Sevink, J. 1999. La productividad de cuatro bosques secundarios en la sierra del Ecuador. ECOPAR, Quito, Ecuador. 41 p.
- Fehse, J., Aguirre, N., Paladines, C., de Nie, D., Hofstede, R., Sevink, J. 1998. Caracterización de los bosques naturales de la Sierra del Ecuador con los mapas de los bosques andinos. Proyecto ECOPAR, Quito, Ecuador. 43 p + mapas.
- Hofstede, R. 1997. El impacto ambiental de plantaciones de *Pinus* en la sierra del Ecuador. Resultados de una investigación comparativa. Proyecto ECOPAR. Quito, Ecuador. 54 p.
- Hofstede, R. y Aguirre, N., 1999. Biomasa y dinámica de carbono en relación con las actividades forestales en la sierra del Ecuador. *En*: Medina, G., y Mena, P., (Eds.). 1999. El Páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala. Quito, Ecuador. p: 29-52.
- IFER, 2001. Field-map, version 3.0. Institute of Forest Ecosystem Research, Ltd., Jilove u Prahy, Czech Republic.
- Medina, G., y Mena, P., (Eds.). 1999. El Páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala. Quito, Ecuador. 62 p.
- Nabuurs, G.J. y Mohren, G.M. 1993. Carbon fixation through forestation activities. Wageningen: Institute for Forestry and Natural Research; IBN Research Report: 93,4.
- Nabuurs, G.J. y Mohren, G.M. 1995. Modelling analysis of potential carbon sequestration in selected forest types. Canadian Journal of Forest Research 25: p:1157-1172.
- PROFAFOR (Programa Face de Forestación del Ecuador S.A.). 1999. Informe anual de actividades. PROFAFOR S.A.. Quito, Ecuador. 15 p.

Anexo 1: Lista de Contratos de PROFAFOR S.A. (06/01) (Nota: forma adaptada por el editor)

No. FOR	Beneficiario	Provincia	Cantón	Parroquia	Coordenadas	Altitud (ms nm)	Especies	Area contratada	No. parcelas	
									C	Monitoreo
001LT	Julio César Ron	Azuay	Cuenca	Baños	Lat 2°59'29"S Long: 79°12'42"W	3750	<i>Pinus patula</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Cupressus macrocarpa</i>	2500	4	8
003LT	Hugo Pichucho	Cotopaxi	Lata-cunga	Mulaló	Lat:0°47'30"S Long: 78°26'54"W	3.600	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i> <i>Buddleja incana</i>	1500	0	8
002	Comuna Lumbisí	Pichincha	Quito	Cumbayá	Lat:0°13'33"S Long: 78°28'5"W	2760	<i>Eucalyptus globulus</i>	80	2	3
008	Patricio Aguilar	Cotopaxi	Lata-cunga	Alaquez	Lat 0°50'4.3"S Long: 73°30'22.8"W	3400	<i>Pinus radiata</i>	300	3	7
009	Guillermo Tobar	Cotopaxi	Lata-cunga	Mulaló	Lat0°46'53.4"S Long: 78°31'27.4"W	3300	<i>Pinus patula</i> <i>Pinus radiata</i>	188	0	5
011	Marco Romero	Pichincha	Cayambe	Ascázubi	Lat:0°4'35.1"S Long: 78°15'36.1"W	3050	<i>Pinus patula</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Cupressus macrocarpa</i>	20	2	1
012	Victor Jimenez	Pichincha	Cayambe	Otón	Lat:0°1'42.5"S Long: 78°14'49.7"W	2980	<i>Eucalyptus globulus</i>	42	2	2
013	Hernán Herrera	Cotopaxi	Lata-cunga	Alaquez	Lat:0°48'00"S Long: 79°27'30"W	3400	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i>	133	3	4
018	Ricardo Izurieta	Cotopaxi	Pujilí	Matriz	Lat 1°2'30"S Long: 78°44'38.3"W	3500	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i>	140	2	4
025	Asociación Toscones	Azuay	Oña	Oña	Lat3°26'20.1"S Long: 79°3'32.9"W	3040	<i>Pinus patula</i>	300	0	7
031	Asoc. Totoracocha	Azuay	Cuenca	Tarqui	Lat:3°00'35"S Long: 79°7'49.8"W	3240	<i>Pinus patula</i>	300	2	7
032	Comuna Guambusari	Loja	Saraguro	Manú	Lat: 3°36'2"S Long: 79°27'1.6"W	3350	<i>Pinus patula</i>	300	3	7
033	Jorge Guillén	Azuay	Nabón	Cochapata	Lat3°26'20.1"S Long: 79°3'31"W	3040	<i>Pinus patula</i>	300	3	7
034	Germán Torres	Cañar	Azogues	Guapán	Lat:2°40'3.8"S Long: 78°55'40.1"W	3500	<i>Pinus patula</i>	150	2	4
035	Comuna 5 de Abril	Pichincha	Quito	Pintag	Lat:0°26'13.4"S Long 78°22'24.4"W	3200	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i> <i>Eucal. globulus</i>	300	0	7
041	Alfredo Jarrín Acosta	Pichincha	Cayambe	Ayora	Lat:0°7'33.5"N Long 78°10'23.1"W	3300	<i>Pinus radiata</i> <i>Pinus patula</i> <i>Eucal. globulus</i>	100	2	3

Anexo 2: Recolección de muestras de suelo

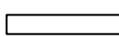


Puntos de Muestreo superficial (0-10 cm profundidad).

 Puntos de Muestreo superficial (0-10 cm profundidad).

 Puntos de Muestreo superficial (0-10 cm profundidad).

 Punto de Muestreo intermedio (10-25 cm profundidad).

 Punto de Muestreo profundo (25-50 cm profundidad).

Ecuaciones de Biomasa Aérea, Factores de Expansión de de Reducción de la Lengua *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser, en el SO del Chubut, Argentina

Gabriel A. Loguercio & Guillermo Defossé

Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino-Patagónico

Ruta 259. Km 4. Esquel. Chubut, Argentina

Tel/fax: 0054-2945-453948

e-mail: gloguer@ciefap.cyt.edu.ar

Resumen

La lenga es la especie forestal más importante de los bosques nativos andino-patagónicos argentinos. A fin de poder estimar carbono en árboles de lenga en pie se elaboraron funciones de biomasa aérea en base a un muestreo destructivo de 59 árboles en dos estructuras típicas del bosque de lenga virgen (regular e irregular) en las cercanías del Lago La Plata en la Prov. del Chubut. Se ajustaron funciones de biomasa neta, que es la real, y de biomasa bruta, que es la teórica que tendría el fuste si las pudriciones (que comúnmente afectan a la lenga) tuvieran la densidad de la madera sana. Para la base de datos del ajuste se utilizaron el 80 % de los árboles, mientras que el 20 % restante se utilizó para su validación. Se probaron 10 funciones de las más citadas en la literatura para la estimación de biomasa, realizando el análisis estadístico mediante el índice de Furnival, el r^2 , la distribución de residuos, análisis del error y sesgo. Las formas de las funciones seleccionadas fueron $Biomasa = b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2$ y $Biomasa = b_0 + b_1 * DAP^2 H$. Por otro lado, a fin de poder estimar la biomasa aérea de rodales en base a información de inventarios forestales preexistentes, se elaboraron coeficientes técnicos de expansión, que relacionan el volumen del fuste con la biomasa aérea, y coeficientes de reducción, que descuentan la pérdida de biomasa por efecto de las pudriciones. El factor de expansión tiende a disminuir con el aumento del DAP. Agrupados en clases diamétricas los factores de expansión aérea van de 2,173 para DAP entre 11-20 cm a 1,139 para DAP > 51 cm. Con las ecuaciones de biomasa y los coeficientes técnicos obtenidos en el presente estudio, se está en condiciones de estimar el carbono almacenado en bosques de lenga del SO de la provincia del Chubut en base a la información provista por inventarios forestales.

Introducción

Existe abundante experiencia en el campo forestal, sobre las técnicas para estimar el volumen (total y comercial) y los crecimientos que experimenta un bosque a lo largo del tiempo. A partir de ellas se ha generado mucha información que constituye una base muy útil a la hora de realizar estimaciones de la capacidad de fijación de carbono en un bosque. Para la transformación de ese volumen de fustes estimado mediante inventarios forestales, en valores de biomasa total son necesarios coeficientes técnicos, que representan la relación porcentual entre ambas medidas. Son los denominados Factores de expansión.

Por otro lado, si se quiere estimar el carbono existente en base a un nuevo inventario, son útiles las funciones de biomasa. Estas son ecuaciones que permiten determinar la biomasa de cada árbol a partir de variables de fácil medición (DAP, altura, etc.) y bajo costo. Pueden tener validez local o regional, pueden estar definidas por especie o grupo de especies, por zona climática o por grandes grupos botánicos (ej. latifoliadas y coníferas) (Schroeder *et al.* 1997).

La lenga es la especie forestal nativa que ocupa más superficie de los bosques andino patagónicos. Para poder evaluar el carbono almacenado en los árboles en pie y su dinámica en los bosques de esta especie, es necesario desarrollar las herramientas antes mencionadas. En el caso de la lenga la biomasa se ve

reducida debido a la presencia de pudriciones de la madera (castaña y blanca). Para la estimación de la biomasa a partir del conocimiento del volumen es necesario entonces, además del coeficiente de expansión, elaborar Factores de reducción, que expresan tal relación.

Objetivos

Los objetivos de este trabajo fueron:

- Ajustar funciones de biomasa aérea para la estimación de carbono en árboles de lenga en pie
- Elaborar factores técnicos de expansión y reducción de biomasa para estimar carbono en bosques de lenga a partir de información de inventarios forestales

Metodología

Selección de árboles muestra

Se efectuó un muestreo destructivo en un bosque virgen de lenga de calidad de sitio media, ubicado en las cercanías del lago La Plata (Prov. del Chubut), sobre dos rodales con estructuras típicas del tipo forestal -regular e irregular (Bava 1999). Basado en una selección al azar, se apearon un total de 59 lengas de distintas posiciones sociológicas y en un amplio rango de clases diamétricas, cubriendo de 10 a 90 cm de DAP.

Determinación de biomasa del fuste y ramas principales

La biomasa del fuste y ramas principales de cada árbol se obtuvo en base a la determinación del volumen y la densidad de los diferentes componentes de la madera y su estado sanitario, como se describe en Loguercio *et al.* (2001).

Biomasa de la copa (ramas secundarias y hojas)

La biomasa de la copa de cada árbol, formada por las ramas con diámetro menor a 10 cm y las hojas, se determinó por pesadas en el campo. Para convertir los

valores a peso seco, se determinó el contenido de humedad en alícuotas secadas en estufa a 105 °C hasta peso constante.

Análisis de regresión

Se realizaron análisis de regresión entre la biomasa aérea (fuste+copa) como variable dependiente y el DAP y la altura como variables independientes. La base de árboles muestra utilizados para el ajuste lo constituyó el 80 % de los individuos apeados. Estos fueron seleccionados al azar, pero con la restricción que todas las clases diamétricas (de 10 cm) deberían estar representadas en la muestra. El 20 % de los árboles restantes se utilizaron para la validación de las funciones. La tabla 1 muestra la lista de los modelos probados.

El análisis de regresión se realizó en base al r^2 , la significancia de los coeficientes y la distribución de residuos, mientras que la selección de los modelos se hizo en base al índice de Furnival. Debido a que la relación de las variables independientes utilizadas presenta heterocedasticidad con las variables dependientes (sobre todo respecto al DAP), las funciones fueron ponderadas mediante $1/DAP$, $1/DAP^2$, $1/DAP^3$, $1/DAP^4$, $1/DAP^5$, y las que utilizaban variables combinadas, además, con $1/DAP^2H$; $1/DAP^4H^2$. La validación de las funciones se realizó mediante medidas de error y sesgo. El primero se midió por la raíz del error cuadrático medio (REMC) y el segundo mediante la diferencia agregada (DIFA). Ambos fueron además expresados en forma relativa respecto a la media de los valores observados.

Coefficientes de reducción y expansión de biomasa

En los bosques naturales, es normal que parte de los tejidos de los árboles vivos estén afectados por hongos degradadores de la madera que ocasionan pudriciones del tipo castaña y blanca, como en el caso de la lenga. A fin de considerar su incidencia sobre la

Tabla 1: Modelos de biomasa utilizados para el análisis de regresión

Función	Fuente bibliográfica
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2$	Teller (1998)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP + \beta_2 * DAP^2$	Brown (1997)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2 * H$	Clutter (1992)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP + \beta_2 * H$	Elliot y Clinton (1993)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2 + \beta_2 * H$	Elliot y Clinton (1993)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^2 + \beta_2 * H + \beta_3 * DAP^2 * H$	Clutter <i>et al.</i> (1992)
$Biomasa = \beta_0 + \beta_1 * DAP^{\beta_2} * H^{\beta_3}$	Clutter <i>et al.</i> (1992)
$Biomasa = \beta_0 * DAP^{\beta_1} * H^{\beta_2}$	Clutter <i>et al.</i> (1992)
$Biomasa = \beta_0 * DAP^{\beta}$	Wang <i>et al.</i> (2000)

biomasa es necesario presentar algunas definiciones particulares desarrolladas para el presente estudio.

La biomasa neta del fuste y ramas principales (B_{nfr}) se diferencia de su respectiva biomasa bruta (B_{bfr}), siendo esta última la teórica que alcanzaría el fuste (o el árbol) si el volumen de la madera no fuese afectada por pudriciones, o que estas tuviesen la misma densidad que la madera sana (Loguercio *et al.* 2001).

La determinación de la B_{bfr} a partir de datos de inventarios forestales se obtiene multiplicando el volumen estimado por la densidad media de la madera sana. Para estimar la B_{nfr} a partir de la B_{bfr} es necesario realizar una reducción por las pérdidas producidas por las pudriciones. A esta relación la denominamos Factor de reducción (F_r) y se obtiene mediante:

$$F_r = B_{nfr} / B_{bfr}$$

Por otro lado, para estimar la biomasa total del árbol (fuste+copa+raíces) a partir de datos de inventarios forestales, debe conocerse la relación entre la B_{nfr} y la suma de la biomasa de la copa (B_c) (ramas secundarias con diámetro <10 cm + hojas) más la biomasa de las raíces (B_{sub}). Esta relación se expresa mediante el Factor de expansión (F_{exp}). La fórmula es:

$$F_{exp} = (B_{nfr} + B_c + B_{sub}) / B_{nfr}$$

Debido a que en este estudio se determinó la B_{nfr} y B_c , mientras que la B_{sub} fue estimada por fórmula, se obtuvieron valores por separado de los factores de expansión aérea ($F_{exp\ aérea}$) y total ($F_{exp\ total}$). La biomasa de raíces fue estimada en base a la siguiente función:

$$\text{Ln}B_{sub} = 7,9124 - 23,3104 * \text{DAP}^{-0,5} + 13,2689 * \text{DAP}^{-1}$$

Weber (1999)

Donde $\text{Ln}B_{sub}$: logaritmo de la biomasa subterránea

Resultados

Funciones de biomasa

Las funciones de biomasa que presentaron el mejor ajuste, considerando el Índice de Furnival, fueron las siguientes (ver tabla abajo).

Los valores del Índice de Furnival, así como los de la REMC y la DIFA de las funciones que presentaron el mejor comportamiento se presentan en la tabla 2. Se observa que los ranking de los valores REMC y DIFA para cada biomasa (total aérea, bruta y neta del fuste) son diferentes entre si y respecto al del Índice de Furnival. A continuación priorizamos a la función que presentó el menor sesgo de estimaciones (siendo los valores de DIFA% bajos y similares). La función II ($y=b_0+b_1*\text{DAP}^2H$) es la mejor rankeada para la biomasa total y neta del fuste y en segundo lugar para la biomasa

Identificador	Biomasa bruta del fuste=
I	40,490983-8,315061*DAP+0,530177*DAP ²
II	-13,701279+0,019683*DAP ² H
III	20,144103-0,024770*DAP ² -3,039345*H+0,021664*DAP ² H
Biomasa neta del fuste=	
I	27,845249-6,567465*DAP+0,471160**DAP ²
I	-11,689875+0,018413*DAP ² H
III	15,072990-0,036556*DAP ² -2,840236*H+0,017416*DAP ² H
Biomasa total aérea=	
I	32,648852 - 5,676172 * DAP + 0,510863 * DAP ²
II	5,025173+0,021553*DAP ² H
III	7,670942+0,089290*DAP ² -0,822793*H+0,017032*DAP ² H
IV	0,032658570 * DAP ^{1,963079245} * H ^{0,907562431}

Tabla 2: Índice de Furnival, REMC y DIFA de las funciones de biomasa del fuste que presentaron los mejores ajustes

Biomasa neta del fuste	Pond.	I. Furnival	Rank.	Remc	Remc%	Rank.	DIFA	DIFA%	Rank.
I	1/D4	41,2	2	101,2	15,3	3	-23,4	-3,5	3
II	1/D4	41,5	3	33,3	5	1	9,1	1,4	1
III	1/D4	39,6	1	35,7	5,4	2	17,3	2,6	2
Biomasa bruta del fuste									
I	1/D4	39,8	1	91,6	12,7	3	-59,2	-8,2	3
II	1/D5	44,6	3	66,0	9,2	2	23,1	3,2	2
III	1/D4	40,6	2	52,8	7,3	1	19,7	2,7	1
Biomasa total aérea									
I	1/D4	48,9	4	130,9	16,7	4	-61,5	-7,8	4
II	1/D4	46,4	2	59,2	7,6	2	0,1	0,01	1
III	1/D4	46,3	1	59,9	7,6	3	-10	-1,3	3
IV	1/D4	46,7	3	48,3	6,2	1	1,3	0,2	2

bruta del fuste. Si además consideramos su simplicidad respecto a las otras que utilizan la variable combinada, concluimos que esta es la más apropiada para realizar estimaciones. Para las tres clases de biomasa la función subestima levemente, como lo expresa el DIFA% de 1,4 para la biomasa neta del fuste, 3,2 para la biomasa bruta del fuste y 0,01 para la biomasa total aérea.

La figura 1 muestra la expresión gráfica de las funciones de biomasa bruta y neta del fuste, (modelo biomasa (kg/árbol)= $b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2$). En esta figura se observa como aumenta la diferencia entre la biomasa bruta y neta en los árboles de mayor tamaño,

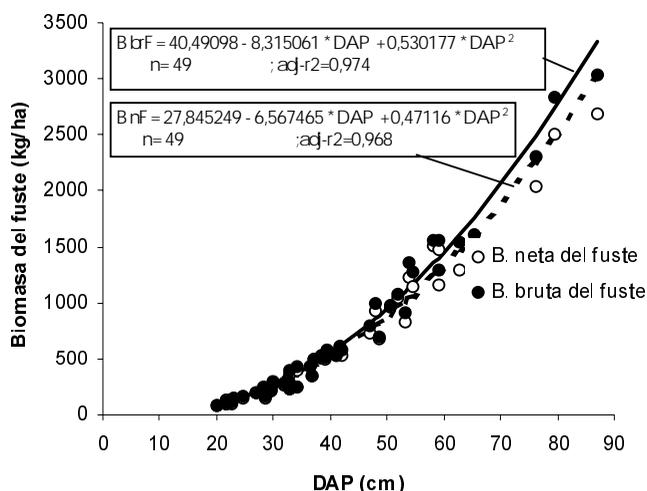


Figura 1: Funciones de biomasa bruta y neta del fuste en relación al DAP

debido al incremento de la participación de las pudriciones. Por ejemplo, para un DAP de 20 cm la biomasa neta se redujo un 1,6 % respecto a la biomasa bruta, mientras que para un DAP de 80 cm la diferencia es del 9 %.

Coefficientes de reducción y expansión

El F_r varía considerablemente de árbol a árbol, en todas las clases diamétricas. Como se observa en la figura 2, tiende a ser menor en los árboles de mayores dimensiones, sobre todo a partir de 50-60 cm, donde no supera el valor de 0,9.

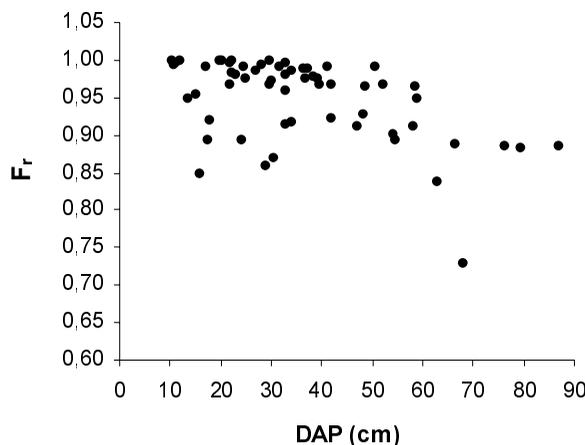


Figura 2: Factores de reducción en relación al DAP

La relación entre el Factor de expansión y el DAP es asintótica, como se ve en la figura 3. Presenta más variación para los árboles de menor DAP (< 30 cm), y tiende a la unidad en la medida que este se incrementa.

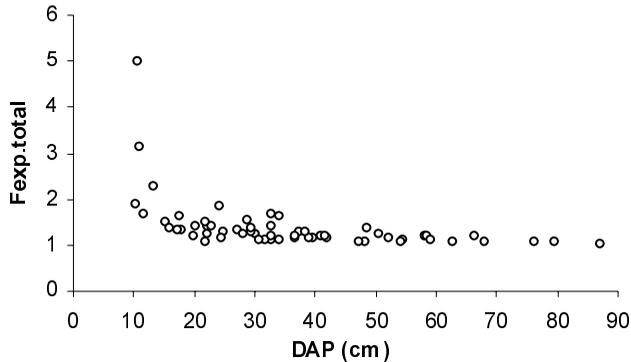


Figura 3: Factores de expansión en relación al DAP

A los fines prácticos, para ser aplicado a la transformación del volumen obtenido de inventarios a biomasa, se elaboraron los factores de expansión y reducción de biomasa por clases diamétricas. En la tabla 3 se presentan los valores promedios y el total de los Factores de expansión aérea y de los Factores de expansión total (aérea + subterránea) por clase diamétrica.

La tabla 4 muestra los valores promedios (y los coeficientes de variación) del Factor de reducción por clase diamétrica y el total.

Discusión y Conclusiones

De las funciones ajustadas para la estimación de biomasa aérea total, bruta y neta, se seleccionaron las tres (cuatro en el caso de la biomasa total aérea) que presentaron los valores más bajos del Índice de Furnival. El ranking de los valores de REMC y DIFA son variables, pero en general aceptables. Por su simplicidad se recomienda la función $\text{biomasa} = b_0 + b_1 * \text{DAP}^2 H$, que presenta un REMC% entre 5 y 9 % y un DIFA% entre 0,01 y 3,2 %. Para muestreos en los cuales solo se utilice el DAP como variable independiente se propone la función $\text{biomasa} = b_0 + b_1 * \text{DAP} + b_2 * \text{DAP}^2$, aunque el error involucrado es algo mayor. A través de estos modelos se elaboraron las funciones de biomasa bruta y neta que permiten estimar las pérdidas de carbono en bosques de lenga por efecto de las pudriciones.

Respecto a los factores técnicos de expansión, estos se reducen en la medida que aumenta el DAP. Esta observación coincide con la generalización realizada por Schroeder *et al.* (1997) para los bosques de zonas templadas. De la distribución de biomasa de un bosque de lenga virgen de Tierra del Fuego reportada por Richter y Frangi (1992), se deduce un factor de expansión total de 1,535. Este se encuentra se corresponde con los valores de las clases intermedias -entre 20 y 40 cm de DAP- en el presente estudio.

Weber estimó la biomasa del fuste en bosques de lenga de Tierra del Fuego. El asumió una distribución teórica de las pudriciones (de las que determinó la densidad en probetas) por clase diamétrica. En base a

Tabla 3: Valores discretos de los coeficientes técnicos de biomasa

DAP (cm)	n	F _{exp. aérea}		F _{exp. total}	
		\bar{x}	CV (%)	\bar{x}	CV (%)
11-20	11	2,173	50,3	2,768	51,1
21-30	15	1,376	12,8	1,662	11,1
31-40	14	1,273	13,9	1,491	14,0
41-50	6	1,187	8,2	1,360	8,2
>51	13	1,139	5,8	1,266	6,2
Total	59	1,429	41,9	1,710	47,1

Tabla 4: Valores discretos de los Factores de reducción de biomasa por clase diamétrica

DAP (cm)	F _{reducción}	CV (%)
11-30	0,963	4,9
31-50	0,964	3,1
51-70	0,904	8,5
> 71	0,885	0,2
Total	0,949	5,7

sus resultados calculamos los Factores de reducción de biomasa del fuste por clase diamétrica. Estos resultaron muy similares a los obtenidos en el presente estudio para las clases diamétrica entre 31 y 70 cm. En la clase de DAP < 30 cm y > 71 cm las diferencias fueron algo superiores. Esta observación será corroborada en un estudio que actualmente estamos realizando en la Provincia de Tierra del Fuego para la elaboración de funciones de biomasa de lenga de validez regional.

Bibliografía

- BROWN S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. FAO. Forestry Paper 134, Rome, Italy.
- CLUTTER J., J. FORSTON, L. PIENAAR, G. BRISTER, R. BAILEY, 1992. Timber Management. A quantitative approach. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida.
- ELLIOT K. J. & B. D. CLINTON, 1993. Equations for Estimating Biomass of Herbaceous and Woody Vegetation Early-Succesional Southern Appalachian Pine-Hardwood Forests. Southeastern Forest Experiment Station. Research Note SE-365. Forest Service. USA.
- LOGUERCIO G. A., A. JOVANOVSKI M., A. E. ASENJO, 2001. Pérdidas de biomasa en árboles vivos de lenga *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser por efecto de las pudriciones de la madera. Un método de cuantificación. Simposio Internacional "Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales". 18 al 20 de octubre, 2001. Valdivia, Chile.
- MACDICKEN K.G., 1997. A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects. Forest Carbon Monitoring Program. Winrock International Institute for Agricultural Development (WRI). <http://www.winrock.org/REEP/PUBSS.html>.
- RICHTER L., & FRANGI J., 1992. Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata. 68: 35-52
- SCHROEDER P., S. BROWN, J. M.O., R. BIRDSEY & C. CIESZEWSKI, 1997. Biomass Estimation for Temperate Broadleaf Forests of the United States Using Inventory Data. Forest Science, Vol 43, N° 3: 424-434.
- TELLERA. 1988. Biomass, productivity and wood waste evaluation in a spruce (*Picea abies*) forest (Strainchamps 1983). Commonw. For. Rev. 67(2).
- WANG J. R., T. LETCHFORD, P. CORMEAU, J.P. KIMMINS. Above- and below-ground biomass and nutrient distribution of a paper birch and subalpine fir mixed-species stand in the Sub-Boreal Spruce zone of British Columbia. Forest Ecology and Management 130 (2000) 17-26.
- WEBER M., 1999. Kohlenstoffvorräte eines *Nothofagus*-Primärwaldes auf Feuerland. Forstw. Cbl. 118(1999): 156-166.

Pérdidas de Biomasa en Árboles Vivos de Lengua *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser por Efecto de las Pudriciones de la Madera. Un Método de Cuantificación.

Gabriel A. Loguercio, Alejandro Jovanovski, Matías Acetti, Emilio Asenjo

Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino-Patagónico.

Ruta 259. Km 4. Esquel. Chubut. Argentina

Fono Fax 0054-2945-453948

gloguer@ciefap.cyt.edu.ar

Resumen

Los bosques nativos de lenga están afectados por diversos hongos que producen pudriciones de la madera del tipo castaña y blanca, degradando los árboles vivos y reduciendo su biomasa. Esto afecta la capacidad de almacenamiento de carbono de los árboles en pie. En este trabajo se ajustó un procedimiento para estimar la biomasa de cada componente de la madera del fuste en muestreos destructivos en base al volumen y la densidad básica de cada componente. Estos componentes son corteza, albura sana, duramen sano, pudrición castaña y pudrición blanca. El mismo consiste en el procesamiento digital de imágenes tomadas de calcos de las caras de las trozas del fuste utilizando el software *Corel OCR-Trace 8* y *ArcView GIS V.3.0a*. El volumen de cada componente se obtuvo por la semisuma de las superficies de las caras de las trozas multiplicada por su largo. Las densidades se determinaron en base a probetas tomadas de tortas de las caras de las trozas. Para su aplicación se realizó un muestreo destructivo de 59 árboles seleccionados al azar (DAP 10-90 cm) de dos estructuras típicas del bosque de lenga virgen. Los resultados indican que la densidad de la albura sana fue 0,437 tn/m³ y del duramen sano 0,475 tn/m³. La pudrición castaña produjo una pérdida de densidad del 35 % respecto al duramen sano, mientras que en la pudrición blanca esta se redujo un 62 %. La masa de la pudrición blanca no mostró ninguna tendencia en relación al DAP, sin superar en ningún caso 60 kg/árbol, mientras que en la pudrición castaña se incrementó con el aumento del DAP, sobre todo a partir de los 40-50 cm, pudiendo llegar a superar 600 kg/árbol. Se concluye que el método es adecuado para estimar la participación de las pudriciones en la biomasa del fuste de árboles en pie, y a través de ello evaluar su incidencia sobre la capacidad de almacenamiento de carbono.

Introducción

La lenga *Nothofagus pumilio* (POEPP. ET ENDL.) KRASSER es la especie forestal nativa más importante de los bosques andino-patagónicos argentinos, por la superficie que ocupa (mayor a 2.000.000 ha) y por la calidad de su madera, que se utiliza en diversos usos y aplicaciones. Los volúmenes de madera acumulada en los bosques de lenga representan a su vez grandes cantidades de carbono almacenado, cuya distribución en los compartimientos y flujos es necesario conocer para entender el rol que los mismos pueden jugar en la mitigación del Cambio Climático.

Los bosques naturales de lenga están fuertemente afectados por pudriciones del tipo castaña y blanca. Los principales agentes de la pudrición castaña son *Postia*

pelliculosa y *Piptosporos portentosus* (Rajchenberg & Cwielong), mientras que la pudrición blanca es ocasionada principalmente por *Phellinus andinopatagonicus* (Rajchenberg 1997). Estos agentes degradadores inician un proceso de deterioro y descomposición de la madera en el árbol en pie, que luego se acelera al morir el árbol y entrar en contacto con el suelo mineral.

En el proceso de descomposición se produce una reducción de la densidad de las partes afectadas y emisión de CO₂ a la atmósfera. Por lo tanto, la biomasa de un mismo tejido varía según la reducción de su densidad debida a su grado de degradación. Por otro lado, en el proceso de lignificación durante la duraminización, por acumulación de compuestos químicos pesados, se

producen aumentos leves de la densidad, y por lo tanto de su biomasa (Alexopoulos et al. 1996).

En este contexto es oportuno poder estimar las pérdidas de carbono en árboles afectados por pudriciones. Los métodos tradicionales de determinación de biomasa mediante pesadas no permiten discriminar la participación de los diferentes componentes de la madera, no siendo posible cuantificar la biomasa de las pudriciones. En el presente estudio se ajustó un procedimiento que permite estimar la distribución de la biomasa en los diferentes componentes de la madera: corteza, albura sana, duramen sano, pudrición castaña incipiente, pudrición castaña avanzada y pudrición blanca.

Objetivos

El presente trabajo tiene por objetivos:

- Ajustar una metodología para cuantificar la biomasa de cada uno de los componentes de la madera de lenga.
- Determinar la densidad básica de cada componente y su variación.
- Estimar las pérdidas de biomasa ocasionadas por las pudriciones castaña y blanca.

Metodología

La metodología más utilizada para la estimación del carbono almacenado en los árboles en pie es el muestreo destructivo y pesadas de biomasa (Mac Dicken 1996). Por este método es posible conocer la distribución de la biomasa en los compartimentos de los árboles (raíces, fuste, ramas y hojas), pero es imposible discriminar la participación de cada uno de los componentes de la madera (albura, duramen y pudriciones, entre otros). Por ello esta metodología no es apta para estimar las pérdidas de carbono ocasionadas por agentes xilófagos. Considerando que el peso es volumen por densidad, otra forma de determinar la biomasa es por medio de la estimación del volumen de cada componente del árbol y sus respectivas densidades, siendo la biomasa total la suma de la de los componentes.

Las pudriciones reducen la biomasa de la madera provocando la pérdida de su densidad. A fin de estimar esta reducción en el fuste, discriminamos una biomasa neta (B_{nf}) y una biomasa bruta (B_{brf}). La biomasa neta es la real que posee el fuste, que se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$B_{nf} = Volc * dc + Vola * da + Volds * dds + Volpci * dpci + Volpca * dpca + Volpb * dpb$$

Donde: B_{nf} = Biomasa neta del fuste y las ramas principales, Volc = volumen de la corteza, dc = densidad de la corteza, Vola = volumen de albura sana, d_s = densidad de albura sana, Volds = volumen de duramen sano, dds = densidad de duramen sano, Volpci = volumen de madera con pudrición castaña incipiente, dpci = densidad de madera con pudrición castaña incipiente, Volpca = volumen de madera con pudrición castaña avanzada, dpca = densidad de madera con pudrición castaña avanzada, Volpb = volumen de madera con pudrición blanca, dpb = densidad de madera con pudrición blanca. La biomasa bruta es la teórica que podría alcanzar el fuste, si el volumen de las pudriciones tuviese la densidad de la madera sana. Por lo tanto una estimación de las pérdidas por pudriciones surge de la diferencia entre la biomasa bruta y neta.

En dos parcelas de 1 ha ubicadas en las costas del Lago La Plata en la provincia del Chubut, correspondientes a dos estructuras típicas del bosque de lenga virgen (regular e irregular), se seleccionaron al azar 59 árboles (30 y 29 árboles por parcela), y se aparearon, abarcando un amplio rango de DAP (10-90 cm).

Cada árbol fue trozado a 0,3 m, 1,3 m y a continuación cada 2 m, hasta un diámetro de punta fina de 10 cm, considerándose a esta porción como el fuste + ramas principales. De las caras de cada troza se cortaron tortas de 5-10 cm de espesor, para determinar en laboratorio el volumen de cada uno de los siguientes componentes de la madera:

- albura sana
- duramen sano
- pudrición castaña incipiente
- pudrición castaña avanzada
- pudrición blanca

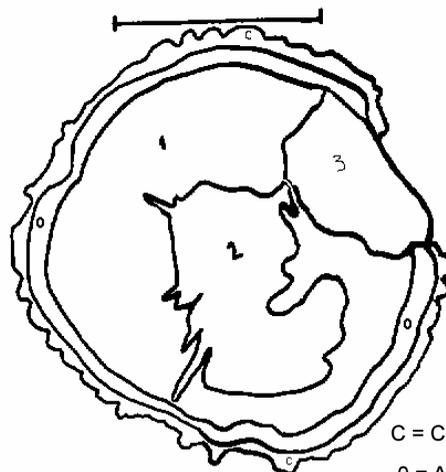
No existen mayores antecedentes que describan metodologías para la estimación del volumen de pudriciones. En base a Hiratsuka *et al.* (1995), quienes realizaron una guía de campo para clasificar y determinar la participación de pudriciones en *Populus tremuloides* y en Pinto *et al.* (1999), quienes describen un método fotográfico digital para realizar análisis fustal, se desarrolló, especialmente para este estudio, un procedimiento en base a digitalización de imágenes y tomas fotográficas para la estimación precisa de las superficies de cada componente en las trozas.

Sobre las caras de las tortas se calcaron las áreas de cada componente en polietileno transparente de 100 mm con marcador indeleble. Estos calcos fueron luego digitalizados según su tamaño: los de diámetro menor a 26 cm mediante un scanner de mesa, y los de diámetro mayor a 26 cm mediante tomas fotográficas digitales. Cuando las trozas a pie de astilla estaban tan afectadas que no era posible cortar una torta, se tomaron fotos con una cámara reflex, para luego digitalizarlas mediante el scanner de mesa y procesarlas de igual manera que las imágenes de las tortas. En total se obtuvieron y calcaron 525 tortas y 72 fotos digitales.

A cada imagen se le efectuó un pre-procesamiento de limpieza y transformación de formato raster a vectorial

mediante el software *Corel OCR-Trace 8*, para luego determinar las superficies mediante el visualizador *ArcView GIS V.3.0a*. La figura 1 muestra la imagen de una torta con pudrición castaña y blanca, su calco digitalizado y la imagen final de las que se obtuvieron las superficies de los componentes.

El volumen de los componentes de cada troza se obtuvo por la semisuma de las áreas, multiplicada por el largo de la troza. Por adición de los volúmenes de las trozas se obtuvo el volumen de cada componente en el fuste. Cuando en una sola cara de la troza aparecía pudrición y en la siguiente no, se consideró que la misma culminaba en esta última, estimando su volumen por la fórmula del cono.



- C = Corteza
- 0 = Albura
- 1 = Duramen sano
- 2 = Pudrición castaña
- 3 = Pudrición blanca

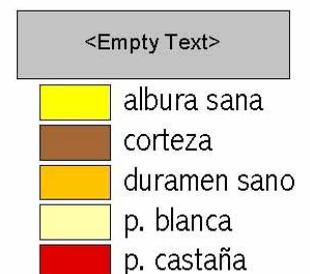
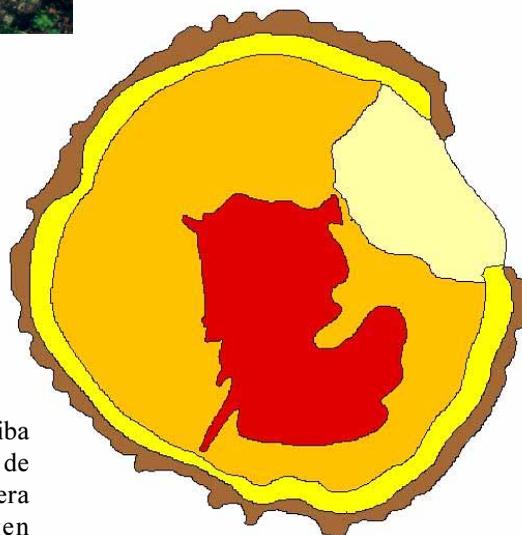


Figura 1:

Foto de cara de una torta (arriba izquierda), calco digitalizado de cada componente de la madera (arriba derecha) e imagen procesada (abajo)

Estudio de la densidad

Con el material obtenido de las tortas se determinó la **densidad básica** (masa anhidra/volumen saturado) de cada componente de la madera, incluida la corteza. Para ello se cortaron 1 ó 2 probetas (3-10 gr c/u) de cada componente tomadas sobre el diámetro mayor y menor de cada torta.

El volumen de cada probeta se obtuvo por *desplazamiento de agua*. Para la estimación de la masa, las probetas fueron secadas en estufa a una temperatura de 103 ± 2 °C, hasta peso constante. La precisión de la balanza utilizada en las mediciones fue de 0,001 gr.

Resultados

Participación de las pudriciones en el volumen del fuste

En la tabla 1 se presentan las participaciones relativas promedio (en volumen) de las pudriciones castaña y blanca en el fuste de los 59 árboles muestreados, agrupadas por clase diamétrica.

La pudrición castaña afectó más volumen que la blanca (11 %, contra 2 %). La participación de la pudrición blanca por clase diamétrica no mostró ninguna tendencia, mientras que la pudrición castaña se incrementó en las clases diamétricas superiores a partir de 20 cm de DAP. La mayor participación de la pudrición castaña en la clase 60-70 cm se debió a que un árbol de 65 cm de DAP tenía el 74 % del fuste afectado por este tipo de pudrición.

Densidad

La tabla 2 muestra los valores promedio y la variación de las densidades básicas de cada componente. La corteza fue la que presentó la mayor densidad básica. La densidad de la pudrición castaña avanzada fue, en promedio, 35 % menor que la del duramen sano, mientras que la densidad de la pudrición blanca fue 62 % menor. Se destacan los mayores valores que adopta el coeficiente de variación de las pudriciones castaña y blanca. Entre el duramen sano y la pudrición castaña incipiente no hubo diferencias apreciables de densidad.

Tabla 1: Participación relativa en volumen de las pudriciones castaña y blanca en el fuste, por clase diamétrica.

DAP (cm)	P. castaña (%)	P. blanca (%)
10-20	10,10	1,35
20-30	4,45	3,05
30-40	4,88	1,68
40-50	7,44	4,15
50-60	17,95	0,42
60-70	53,14	4,54
70-80	29,17	2,21
80-90	31,01	0,51
<i>Promedio</i>	<i>10,69</i>	<i>2,16</i>

Tabla 2: Densidad de cada componente de la madera del fuste (gr/cm³)

Tipos	N	Promedio	Desvio St.	CV (%)
Corteza	464	0,516	0,0609	11,81
Albura	510	0,437	0,0365	8,35
Duramen sano	289	0,475	0,0356	7,49
P. castaña incipiente	377	0,481	0,0370	7,69
P. castaña avanzada	337	0,307	0,0791	25,78
P. blanca	130	0,177	0,0680	38,08

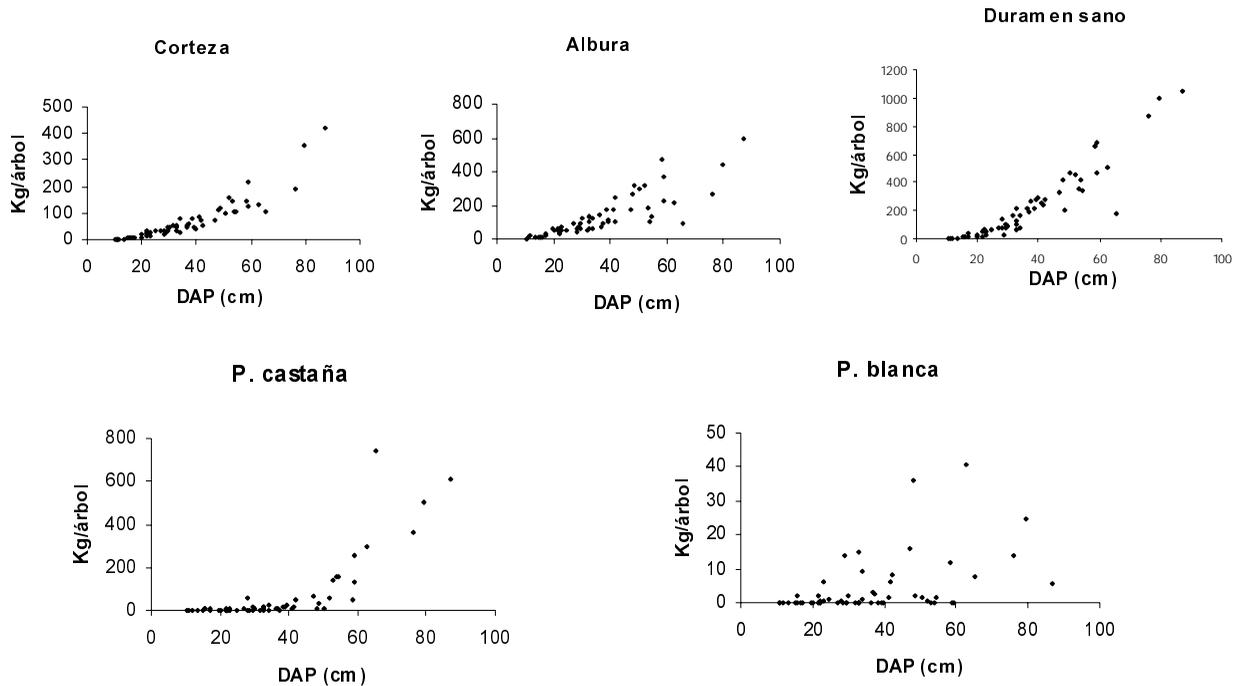


Figura 2: Relación entre la biomasa de los componentes de la madera del fuste y el DAP de los árboles muestra.

Biomasa de cada componente de la madera del fuste

En los gráficos de la figura 2 se presentan las relaciones entre la biomasa de cada componente de la madera del fuste y el DAP. Tanto la biomasa de la corteza, de la albura sana, como la del duramen sano se incrementaron con el aumento del DAP.

La pudrición blanca no mostró ninguna tendencia en relación al DAP, pudiendo afectar al fuste en diferentes proporciones, pero en ningún caso superó 40 kg por árbol (un árbol de 50 cm de DAP posee en promedio una biomasa del fuste cercana a 1000 kg). En el caso de la pudrición castaña, por el contrario, se observó una clara tendencia a incrementarse con el aumento de DAP, sobre todo a partir de 40-50 cm, pudiendo llegar a afectar a más de 600 kg por árbol.

Pérdidas de biomasa por pudriciones

La tabla 3 presenta la reducción promedio de biomasa del fuste y ramas principales por efecto de las pudriciones por clase diamétrica, valores obtenidos como diferencia entre la biomasa bruta y neta del fuste. Con el aumento del DAP la diferencia entre la biomasa bruta y neta se incrementó, pasando de 3,3 % para la clase de DAP 20-30 cm a 9,2 % para la clase de DAP 80-90 cm.

Tabla 3: Reducción de biomasa promedio por clases diamétrica

DAP (cm)	Pérdida (%)
20-30	3,34
30-40	5,89
40-50	7,18
50-60	8,00
60-70	8,49
70-80	8,99
80-90	9,23

En la tabla 4 se presenta la proporción de la madera del fuste de los 59 árboles muestra afectada por pudriciones castaña y blanca, agrupadas por clase diamétrica. La incidencia de las pudriciones en la biomasa varió entre 4 y 45 %, con un promedio general del 15 %.

Tabla 4: Proporción de la biomasa del fuste afectada por pudrición castaña y blanca

DAP (cm)	Pudrición (%)
10-20	6,93
20-30	4,32
30-40	3,75
40-50	6,27
50-60	10,72
60-70	44,93
70-80	19,67
80-90	22,88
Promedio	14,93

Discusión y Conclusiones

El método utilizado para la estimación de la participación en volumen de cada componente de la madera en el fuste resultó efectivo y pudo ser utilizado para la elaboración de funciones de biomasa bruta y neta, lo que permitió estimar las pérdidas producidas por pudriciones. Para futuros estudios de este tipo el calcado de las caras de las trozas y la elaboración de las probetas en el campos simplificaría la tarea de toma de muestras y su traslado al laboratorio.

En el caso de la lenga, las reducciones de densidad y las pérdidas de biomasa en árboles vivos se producen principalmente por los hongos de la pudrición castaña, cuya incidencia se incrementa con el DAP, sobre todo a partir de los 40-50 cm. Los mayores valores del coeficiente de variación observados en las pudriciones castaña y blanca se deben a que la descomposición es un proceso que evoluciona dentro de la porción afectada y sobre nuevos tejidos, produciendo alta dispersión en los valores de la densidad según el grado de avance de la pudrición. Weber (2000) asumió una reducción teórica de la densidad promedio de la madera con el incremento del DAP: desde 0,4597 gr/cm³ para árboles de DAP < 30 cm, a 0,3679 gr/cm³ para individuos con DAP > 80 cm. Richter & Frangi (1992) señalan que el inicio de las pudriciones de la madera de los árboles en pie contribuye a acelerar el reciclado de nutrientes, reduciendo el tiempo efectivo de la madera caída

Los resultados mostraron que entre el duramen sano y el duramen con pudrición castaña incipiente (manifiesto por el cambio de color) no se observaron diferencias de densidad considerables. Por ello, en futuros estudios ambos componentes deberían considerarse como uno.

En el proceso de descomposición los hongos de la pudrición blanca degradan la lignina, constituida por los compuestos más pesados de la madera y la celulosa, y por ello se observa una mayor reducción de la densidad.

Los hongos de la pudrición castaña degradan casi exclusivamente la celulosa, conservándose prácticamente toda la lignina (Alexopoulos et al. 1996), y por lo tanto la masa se reduce menos para un mismo volumen.

Considerando la alta longevidad de la lenga en bosques naturales y asumiendo una correlación positiva entre el DAP y la edad, el incremento de las pérdidas de biomasa en árboles de mayor tamaño podrían deberse a la mayor formación de duramen de los árboles maduros y sobremaduros, que combinado con el aumento de probabilidad de producirse heridas por caídas de ramas, roce por viento, daños mecánicos en raíces, etc., a lo largo de los años, se favorecería la entrada y propagación de los hongos degradadores de la madera. Conclusiones similares fueron presentadas por Pesutic (1978). Como consecuencia práctica, desde el punto de vista del manejo silvicultural para fines de almacenamiento de carbono, en los bosques productivos de lenga no sería recomendable conservar individuos con DAP > 50 cm.

Bibliografía

- ALEXOPOULOS C.J., MIMS C.W. & BLACKWELL M., 1996. Introductory Micology. Fourth Edition. John Wiley & Sons. USA. 569-573
- CWIELONG P.P. & RAJCHENBERG 1995. Wood-rotting fungi on *Nothofagus pumilio* in Patagonia, Argentina. Eur. J. For. Path. 25 (1995) 47-60.
- HIRATSUKA Y., STOKES T., CHAKRAVARTT P. & MORGAN D., 1995. A Field Guide to Classify and Measure Aspen decay and Stain. Special Report 4. Canadina Forest Service Northwest Region. Northern Forestry Centre. 27 pp.
- MACDICKEN K.G., 1997. A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects. Forest Carbon Monitoring Program. Winrock International Institute for Agricultural Development (WRI). <http://www.winrock.org/REEP/PUBSS.html>.
- PESUTIC V. S., 1978. Análisis de estructura-estado sanitario en un bosque de lenga. Univ. De Chile. Fac. de Cs. Agr., Vet. y For. Memoria de título Ingeniero Forestal. 68 pp.
- PINTO L., TRINCADO G. & REAL P., 1999. Evaluación de una metodología digital para su uso en análisis fustal. Actas Simposio Silvaforest. Instituto de Manejo Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia. Chile. 15 pp.
- RAJCHENBERG M. 1997. Los hongos pudridores de a lenga: identificación de cultivo. Bosques 17:87-100.
- RICHTER L., & FRANGI J., 1992. Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. Revista de la Facultad de Agronomía. La Plata. Tomo 68: 35-52
- WEBER M., 1999. Kohlenstoffvorräte eines *Nothofagus*-Primärwaldes auf Feuerland. Forstw. Cbl. 118(1999): 156-166 pp.

Flujo de Carbono y Respuesta a Diferentes Estrategias de Manejo en Plantaciones Tropicales de *Pinus patula*

Gabriel Jaime Lopera Arango y Víctor Hugo Gutiérrez Vélez

Universidad Nacional de Colombia
e-mail: gajalopera@mixmail.com
victorhugo@colforest.com.co

Resumen

Para que los proyectos forestales de fijación de C sean exitosos es necesario determinar, de manera confiable, el comportamiento del C en los diferentes componentes del bosque y su dinámica a través del ciclo forestal. Así mismo, estos proyectos requieren de herramientas para la ordenación del bosque con un doble propósito: la producción de madera y la fijación de C. Para esto es necesario conocer el efecto de diferentes tipos de manejo (entresacas) en el comportamiento del C en la plantación. Para cuantificar la fijación de C del bosque se evaluaron plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años, generando ecuaciones de rendimiento corriente y futuro para C de cada componente del árbol y del bosque. Con el objetivo de analizar el impacto de diferentes tipos de entresaca sobre el flujo de C, se simularon 33 estrategias diferentes de manejo, las cuales fueron evaluadas de acuerdo al descuento del flujo de C (VPN_C), calculado a partir de la fijación neta de C, para diferentes tasas reales de descuento (TRD). Usando las ecuaciones elaboradas, el C total del bosque, exceptuando suelos, a los 30 años fue 295,4 tC/ha, del cual el 84% corresponde a *P. patula*. No se encontraron evidencias de un aumento de C en los suelos con la edad de la plantación. El incremento medio anual del bosque, evaluado a los 30 años, fue 9,8 tC/ha/año y para *P. patula* 8,6 tC/ha/año. De las estrategias simuladas, las que presentaron menores valores de VPN_C para todas las TRD, fueron aquellas con entresaca del 60% en área basal a los 12 años, la cual corresponde a la entresaca de mayor intensidad en el momento más próximo después del establecimiento de la plantación. Por el contrario, las estrategias sin entresaca fueron las que presentaron los mayores valores de VPN_C para todos los turnos considerados. Las plantaciones estudiadas presentaron una alta eficiencia en la fijación de C dadas las altas tasas de crecimiento.

Palabras clave: fijación de carbono, cambio climático, *Pinus patula*, ecuaciones de rendimiento, VPN_C , entresacas, plantaciones tropicales, Protocolo de Kyoto.

Introducción

Debido a la preocupación actual por el aumento acelerado en la concentración de gases de efecto invernadero (principalmente CO_2), algunos países industrializados se comprometieron en el Protocolo de Kyoto a reducir sus emisiones, empleando diferentes mecanismos de flexibilidad. Entre ellos, los *mecanismos de desarrollo limpio* ofrecen la posibilidad de invertir en proyectos de captura de C en plantaciones forestales en países en desarrollo.

El Protocolo de Kyoto establece que las estrategias para reducir el calentamiento global deben ser, entre otros, verificables en el tiempo. Así, para que los proyectos de captura de C en plantaciones forestales

puedan ser desarrollados, se requieren estudios que permitan determinar de manera confiable el comportamiento del C en los diferentes componentes del bosque y su dinámica a través del ciclo o rotación forestal.

Las plantaciones forestales comerciales son generalmente sometidas a diferentes regímenes de manejo de acuerdo con los intereses económicos de las empresas dedicadas a esta labor; sin embargo, para la realización de proyectos de captura de C, es necesario conocer, no solo el efecto de las diferentes estrategias de manejo en la producción maderera sino también su influencia en el comportamiento del C en el bosque. Esto permite tomar las mejores decisiones para la ordenación basada en un

doble propósito: producción de madera y captura de C. En este documento se evalúa el efecto de diferentes estrategias de manejo simuladas, en el comportamiento del flujo de C en las plantaciones estudiadas, contribuyendo además al entendimiento del comportamiento del C en los diferentes componentes del bosque.

Metodología

Diseño de estudio

El muestreo se realizó en los municipios de La Estrella, Heliconia y Medellín (Antioquia, Colombia); se establecieron 44 parcelas de 250 m² en plantaciones con y sin entresaca de *Pinus patula* entre 6,5 y 29,6 años para el sitio promedio (21 m/20 años). En cada una de ellas se midió el diámetro normal (*dn* a 1,3 m del suelo) a todos los árboles, se calculó el área basal por hectárea (*G*) y a partir de ésta, el diámetro del árbol de *G* promedio (*dq*). En cada parcela se apeó un árbol con *dn* aproximadamente igual al *dq* y que presentó características morfológicas representativas del lugar.

El C almacenado en cada parcela, fue cuantificado en la biomasa de los *componentes del árbol* de *P. patula* (madera, corteza, ramas, acículas y conos), las raíces fueron calculadas a partir de reportes de literatura (Flint & Richards, 1994) y en otros *componentes del bosque* (hojarasca fina, madera muerta y otras especies), así mismo se midió el C almacenado en los *suelos*. Para cosechar la *hojarasca fina* se establecieron tres (3) subparcelas, empleando cuadrantes de 50 x 50 cm (Delaney *et al.*, 1997); para cuantificar la *necromasa o madera muerta* se midió el *dn* a los árboles muertos en pie y se pesaron los detritos de madera del piso del bosque en toda el área de la parcela. También se midieron aquellos individuos de *otras especies* diferentes de *P. patula* con *dn* ³ 2,5 cm, en un área de 100 m². Para el muestreo de *suelos* se hicieron tres calicatas de 50 cm de profundidad, colectándose muestras entre 0-25 cm y 25-50 cm, tanto para hacer análisis de C como para determinar la densidad aparente (para mayores detalles sobre esta metodología ver Lopera & Gutiérrez, 2000 y Gutiérrez & Lopera, 2001 en estas mismas memorias).

Ecuaciones de rendimiento corriente

Con el objetivo de predecir, con respecto al tiempo, el comportamiento del volumen de madera con y sin corteza, y el del C en cada uno de los componentes del árbol y del bosque, se elaboraron ecuaciones de rendimiento corriente. Para ello se utilizaron, en su gran

mayoría, variaciones del modelo explícito de Schumacher (1939), el cual ha sido ampliamente usado (del Valle, 1979; Clutter *et al.*, 1983; del Valle & González, 1988). Este modelo involucra el logaritmo de alguna medida de producción del rodal (volumen, biomasa, C, hojarasca, etc.) como variable dependiente y el recíproco de la edad como una de las variables predictoras o independientes (González *et al.*, 1994). Estos modelos se construyeron por medio regresión múltiple y fueron utilizados en la simulación de las diferentes estrategias de manejo.

Adicionalmente de las ecuaciones de rendimiento corriente, fue necesario desarrollar ecuaciones de rendimiento futuro, las cuales permiten predecir el comportamiento de una variable, a partir de un valor inicial (por ejemplo para el caso de valores remanentes después de una entresaca) a una edad determinada; para ello se utilizó el procedimiento reseñado por Clutter *et al.* (1983) y González *et al.* (1994); el cual a grandes rasgos plantea los siguientes pasos:

- Derivar la función de rendimiento corriente con respecto al tiempo, es decir, obtener la ecuación de ICA.
- Expresar esta nueva ecuación en términos de la variable dependiente y la edad.
- Integrar a ambos lados de la igualdad con respecto a la variable dependiente (en el lado izquierdo) y con respecto a la edad (en el lado derecho).

Según del Valle & González (1988) la proyección futura de determinada variable, cuando ésta incluye el *G* como variable independiente, se puede lograr, ya sea integrando la función de ICA para ésta, o reemplazando la función de rendimiento futuro de *G* en la de rendimiento corriente de la variable. Ya que las ecuaciones de rendimiento corriente construidas en este trabajo están en función de *G*, el rendimiento futuro de cada una de ellas se obtuvo de esta última forma.

Descuento del flujo de C (VPN_C)

El *valor presente neto o descuento del flujo de C* (VPN_C) se usó como criterio para analizar el efecto de las diferentes estrategias de manejo simuladas, en el flujo de C de la plantación. Este análisis tuvo en cuenta variaciones del C almacenado en la biomasa aérea y raíces, en los componentes del árbol, el bosque y en los usos finales de la madera; no se tuvo en cuenta el C del suelo, ya que como se expondrá más adelante, éste no relacionó con la edad de la plantación.

El flujo neto de C, medido como la diferencia entre el C almacenado (fijado) y emitido año tras año por unidad de área, fue descontado para tasas reales de descuento (TRD) de 2, 4, 6 y 8%; de esta forma, se obtuvo el VPN_C,

el cual fue calculado como (Hoen & Solberg, 1994; Boscolo *et al.*, 1997):

$$VPN_C = \sum_{t=0}^{TD} \left[\frac{(F_t - E_t)}{(1+i)^t} \right]$$

Donde F_t : C fijado (en tC/ha) en el año t , incluyendo biomasa aérea, de raíces, hojarasca fina, madera muerta y otras especies.
 E_t : C emitido (en tC/ha) en el año t , incluyendo biomasa aérea, de raíces, hojarasca fina, madera muerta y otras especies.
 T_D : tiempo al cual se ha descompuesto el 99% del C del componente con mayor tiempo de vida orgánico.
 i : tasa real de descuento (TRD).

Dentro de las simulaciones realizadas se presentan turnos diferentes para una misma edad y nivel de entresaca; debido a que el VPN_C se comporta de igual manera que el VPN tradicional, estos turnos corresponden, según los postulados clásicos de la ingeniería económica, a alternativas con diferente vida útil. Esto implicaría la necesidad de realizar los cálculos para una frontera de tiempo u horizonte económico, correspondiente a ciclos indefinidos o al mínimo común múltiplo de todas las vidas útiles para una misma estrategia de entresaca (Tarquin & Blank, 1992; Valencia, 1988; Fabrycky & Thuesen, 1981). Para evitar estos inconvenientes, el VPN_C fue calculado para doce ciclos sucesivos, cada uno definido como el tiempo transcurrido desde el inicio de una rotación (año cero de la plantación) hasta el momento en el que se ha descompuesto el 99% del C fijado durante dicha rotación. Este procedimiento garantiza un flujo tan lejano al presente, que el efecto de ciclos adicionales en el valor del VPN_C es prácticamente cero.

Tasas de fijación de C

El incremento corriente anual (ICA) o tasa de crecimiento instantáneo se obtuvo, para cada uno de los componentes, al derivar la respectiva ecuación de rendimiento corriente, tal como se describe en del Valle (1979), Clutter *et al.* (1983) y del Valle & González (1988).

El incremento medio anual (IMA) definido como el crecimiento promedio por año para una variable a una edad determinada, a partir de la ecuación de rendimiento

corriente, se determinó para las mismas variables a las que se le calculó el ICA. Fue utilizado, al igual que el ICA, como elemento clave en la selección de las diferentes estrategias de manejo en las simulaciones.

Emisión y descomposición del C

Debido a que la emisión futura de C es una función de la tasa de descomposición o tiempo de vida orgánico de cada tipo de material vegetal extraído o removido en un periodo de tiempo, en este trabajo se clasificaron 3 categorías de uso final de la madera (aserrío, estacón y pulpa) y 8 componentes o tipos de material vegetal (Tabla 1).

La vida total del C en la biomasa extraída de la plantación, fue dividida en (Hoen & Solberg, 1994):

- Tiempo antrópico (T_A): tiempo transcurrido desde la caída, cosecha y/o extracción del material vegetal, hasta que empieza a descomponerse; es decir, la vida útil de cada categoría de uso final de la madera y de los componentes del árbol y del bosque.

- Tiempo de descomposición (T_D): tiempo desde el final de T_A hasta que el material vegetal se descompone. Debido a que una pequeña fracción de la biomasa en cada extracción puede permanecer como biomasa y nunca descomponerse, T_D fue definido como el tiempo que toma en descomponerse el 99% de la biomasa y liberar C en forma de CO_2 .

Para la determinación de T_A de la madera de estacón y pulpa, se emplearon los mismos valores reportados por Hoen & Solberg (1994); mientras que el valor de T_A de la madera de aserrío se halló como el promedio de los correspondientes a material de construcción (80 años) y muebles e interiores (20 años). Para los demás componentes del árbol y del bosque se asumió una vida útil (T_A) igual a cero, lo cual implica que empiezan a descomponerse, y emitir C, desde el momento en que son extraídos o removidos del bosque (Tabla 1).

Aunque en la literatura se ha generalizado el uso de modelos de descomposición de forma exponencial negativa (del Valle, 2000), los cuales usan constantes de descomposición (k), en esta investigación se empleó la proporción de descomposición (q), en la que se asume la descomposición como una proporción de la biomasa remanente en cada categoría de uso final. La proporción de descomposición (q_i) con respecto a la proporción de biomasa residual que no se ha descompuesto (P) para cada categoría de uso final (i), después de t años del comienzo del proceso, es calculada como (Hoen & Solberg 1994):

$$q_i = 1 - [P^{1/t}]$$

Tabla 1. Tiempo antrópico y de descomposición para diferentes componentes y usos finales de la madera.

Componente	Tiempo antrópico T_A^1 (años)	Proporción q	Tiempo descomposición T_D (años)
Madera para aserrió	50	0,250	16,0
Madera para estación	40	0,536	15,0
Madera para pulpa	1	0,999	1,0
Corteza	0	0,944	1,6
Acículas ²	0	0,330	11,0
Ramas	0	0,250	16,0
Conos	0	0,109	40,0
Raíz	0	0,535	6,0
Madera muerta	0	0,250	16,0
Hojarasca fina ²	0	0,330	11,0
Otras especies	0	0,250	16,0

¹ Datos obtenidos de Hoen & Solberg (1994). ² q y T_D calculados a partir de Lundgren (1979).

La proporción q para el C de acículas y hojarasca fina se calculó a partir del inverso de la tasa de inmovilización o tiempo de residencia media de la hojarasca en el suelo, obtenida por Lundgren (1979) en Tanzania para *P. patula*, en condiciones climáticas similares a las de la zona de estudio (Tabla 1).

Debido a que el VPN_C presenta una baja sensibilidad a valores contrastantes de q (Lopera & Gutiérrez, 2000) y puesto que no se conocen estudios que cuantifiquen esta proporción de descomposición para *P. patula*, las proporciones de emisión q para el resto de los componentes se calcularon con base en el rango de variación del coeficiente de descomposición (k) reportado por Landsberg & Gower (1997) para madera gruesa en los trópicos, el cual fluctúa entre 0,115 y 0,461 (equivalente a un rango de q entre 0,109 y 0,369). Esta baja sensibilidad permitió, usando valores de q intermedios, calcular las emisiones de cada componente año a año y de esta forma calcular el VPN_C para las diferentes estrategias de manejo simuladas.

Simulación de diferentes estrategias de manejo

Con el objetivo de analizar el impacto de diferentes estrategias de manejo sobre el flujo de C en plantaciones de *P. patula*, se simularon 33 estrategias de manejo diferentes, distribuidas así: 5 escenarios sin entresaca para diferentes turnos y 28 con entresaca. En aquellos escenarios con entresaca se combinaron tres variables de decisión: edad a la que se realiza la entresaca,

intensidad de la misma y turno. Cada simulación suministró datos del C fijado, extraído (en la entresaca y el turno) y remanente (en la entresaca) por hectárea para todos los componentes del árbol y del bosque, así como el C para tres categorías de uso final de la madera (pulpa, estación y aserrió).

Resultados

Ecuaciones de rendimiento corriente elaboradas

Las ecuaciones de C en ramas y conos no corresponden a modelos de regresión sino que provienen de descontar al C de *P. patula*, el C de raíces (multiplicando por 0,81), madera, corteza y acículas (estimadas con las ecuaciones); a su vez, este valor, fue multiplicado por la proporción promedio de ramas (0,955) y conos (0,045) con respecto al total de ramas mas conos hallado con los datos de campo (Tabla 2).

El modelo de rendimiento de C del bosque, incluye todos los componentes vegetales del árbol y del bosque (Figura 1a) y no considera el C total en el suelo, ya que éste no presentó una tendencia de incremento con respecto al tiempo (Figura 1b). A pesar de esto, se construyó un modelo que permite estimar el C del suelo a partir de la densidad aparente promedio (da) del suelo para dos profundidades (0 - 25 y 25 - 50 cm) y del espesor del horizonte A (HrA). Por último, se elaboró una ecuación para predecir el C total, incluyendo el C en los componentes del árbol, del bosque y en el suelo (Tabla 2).

Tabla 2. Ecuaciones de rendimiento corriente

Componente	Ecuación	R ²
Volumen con corteza <i>VCCT</i> (m ³ /ha)	$\text{Ln}(VCCT) = 1,69041 - 0,143991*\text{Ln}(1/t) + 0,762708*\text{Ln}(G) + 0,0510265*(H)$	85,10
Volumen sin corteza <i>VSTC</i> (m ³ /ha)	$\text{Ln}(VSTC) = 1,61292 - 0,155798*\text{Ln}(1/t) + 0,720112*\text{Ln}(G) + 0,0543401*(H)$	84,52
Total del árbol <i>CPpT</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CPpT) = 0,634415 - 0,353583*\text{Ln}(1/t) + 0,0197099*(G) + 0,851053*\text{Ln}(H)$	82,44
Madera <i>CMdT</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CMdT) = -0,662734 - 0,413746*\text{Ln}(1/t) + 0,0216827*(G) + 1,00756*\text{Ln}(H)$	84,64
Corteza <i>CCrT</i> (t C/ha)	$CCrT = -6,82475 - 2,13354*\text{Ln}(1/t) + 0,198219*(G)$	80,01
Acículas <i>CAT</i> (t C/ha)	$CAT = CPpT*(0,0992018 - 0,024639*\text{Ln}(t))$	68,11
Ramas <i>CRT</i> (t C/ha)	$CRT = 0,954*(0,813*(CPpT) - CMdT - CCrT - CAT)$	
Conos <i>CCnT</i> (t C/ha)	$CCnT = 0,046*(0,813*(CPpT) - CMdT - CCrT - CAT)$	
Hojarasca fina <i>CHF</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CHF) = 2,109 - 8,7041*(1/t) + 0,406981*\text{Ln}(G/t)$	45,32
Madera muerta <i>CMM</i> (t C/ha)	$CMM = -52,4206 - 14,6249*\text{Ln}(1/t) + 6,1101*\text{Ln}(G/t) + 8,0487*(H/t)$	45,48
<i>CHF + CMM</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CHFMM) = 0,00360567 - 7,69959(1/t) + 1,00275*\text{Ln}(G)$	59,20
Total bosque sin incluir suelos <i>CBqT</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CBqT) = 2,64873 - 5,43692*(1/t) + 0,0200817*(G) + 0,681716*\text{Ln}(H)$	85,42
Total del suelo <i>CST</i> (t C/ha)	$\text{Ln}(CST) = 4,20577 - 0,587758*\text{Ln}(\delta a) + 0,260404*\text{Ln}(HrA)$	40,30
Total bosque + suelos <i>CT</i> (t C/ha)	$CT = 36,4938 - 70,4364*\text{Ln}(1/t) + 4,39872*(G) - 27,8222*\text{Ln}(m/HrA)$	54,35

Unidades: *G*: área basal (m²/ha), *t*: edad (años), *H*: altura del árbol con *dq* (m), *HrA*: espesor del horizonte A (cm), *m*: pendiente del terreno (%).

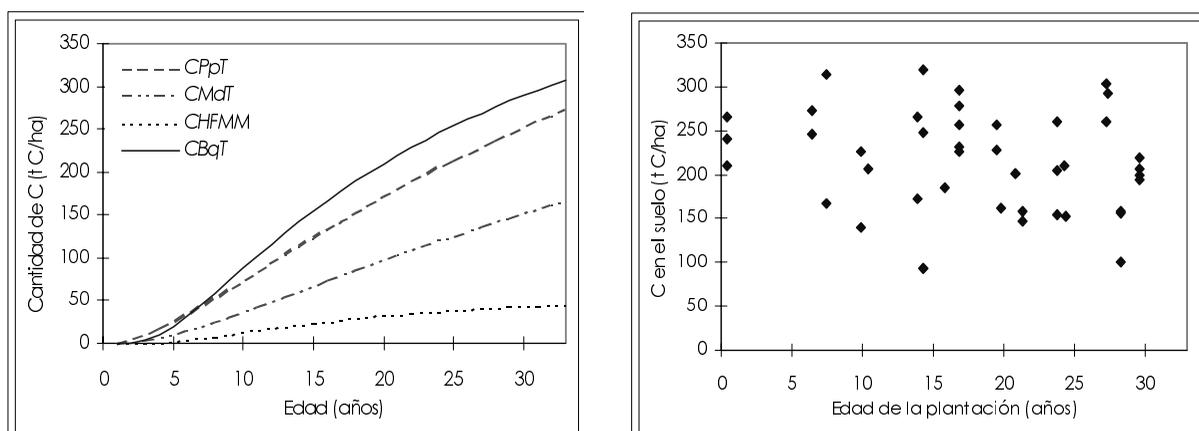


Figura 1. a) Rendimiento corriente del C de *P. patula* (*CPpT*), madera (*CMdT*), hojarasca fina más madera muerta (*CHFMM*) y bosque total (*CBqT*, sin incluir suelos). b) Contenido total de C en los suelos hasta una profundidad de 50 cm.

Tasas fijación de C

En la Tabla 3 se encuentran las ecuaciones de ICA para distintos componentes y variables. Así mismo, en las Figuras 2 y 3 se puede observar (tal como lo reportan del Valle, 1975 y del Valle & González, 1988), para todas las variables y componentes analizados, que la edad de maximización del IMA ($IMA_{máx}$) ocurre al doble de la edad en la que se maximiza el ICA ($ICA_{máx}$) y que las dos curvas se interceptan en el punto de $IMA_{máx}$.

En la Tabla 4, se presentan las edades y tasas de fijación de $ICA_{máx}$ e $IMA_{máx}$ en C para varios componentes; estas brindan información del cambio en el C a través del tiempo. Mediante el cálculo del IMA se puede obtener además, la fijación promedio anual de C de cada componente a una edad determinada. El IMA de todos los componentes analizados, para una edad de 30 años (IMA_{30} Tabla 4) estima la fijación promedio de C en este tipo de plantaciones; este valor se acerca mucho al

Tabla 3. Ecuaciones de ICA (en t C/ha/año) para el C de diferentes componentes

Componente	Ecuación
Madera	$dCMdT/dt = CMdT*(0,413746/t + 0,0216827*(dG/dt) + 1,00756*(dH/dt)/H)$
Hojarasca fina más madera muerta	$dCHFMM/dt = CHFMM*(7,69959/t^2 + 1,00275*(dG/dt)/G)$
<i>P. patula</i> (aérea y raíces)	$dCPpT/dt = CPpT*(0,353583/t + 0,0197099*(dG/dt) + 0,851053*(dH/dt)/H)$
Bosque total sin incluir suelos	$dCBqT/dt = CBqT*(5,43692/t^2 + 0,0200817*(dG/dt) + 0,681716*(dH/dt)/H)$

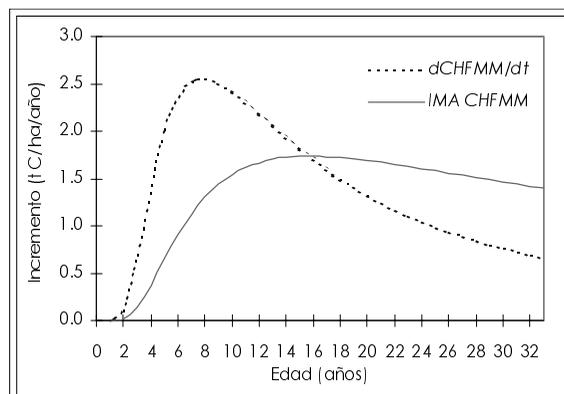
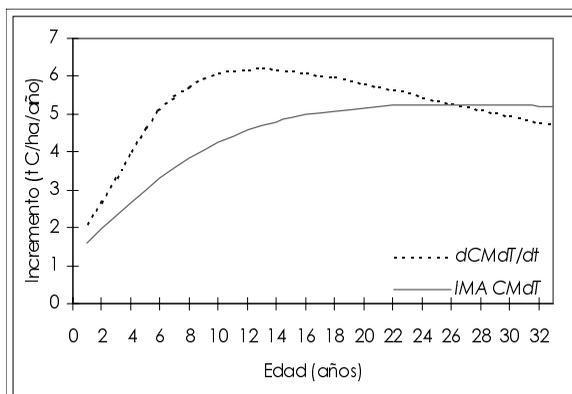


Figura 2. a) Incremento corriente (d/dt) y medio anual (IMA) para el C de la madera ($CMdT$).
b) Incremento corriente ($dCHFMM/dt$) y medio anual (IMA) para $CHFMM$

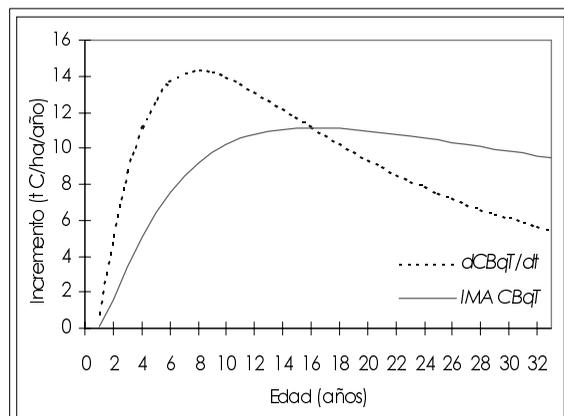
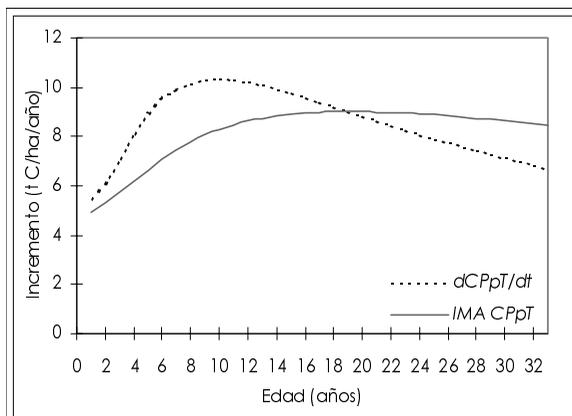


Figura 3. a) Incremento corriente (d/dt) y medio anual (IMA) para la plantación ($CPpT$).
b) Incremento corriente ($dCBqT/dt$) y medio anual (IMA) para el bosque total ($CBqT$).

Tabla 4. Edades y valores de $ICA_{m\acute{a}x}$ e $IMA_{m\acute{a}x}$ en C para distintos componentes

Componente	$ICA_{m\acute{a}x}$		$IMA_{m\acute{a}x}$		IMA_{30} (t C/ha/año)
	Edad	Tasa	Edad	Tasa	
	(t C/ha/año)		(t C/ha/año)		
Madera	13	6,21	26	5,26	5,24
Hojarasca fina más madera muerta	8	2,55	16	1,73	1,46
<i>P. patula</i> (aérea + raíces)	10	10,34	19	9,01	8,65
Bosque total sin incluir suelos	8	14,33	16	11,13	9,85

de $IMA_{m\acute{a}x}$, indicando que después de alcanzar el máximo, las tasas de incremento disminuyen lentamente (ver Figuras 2 y 3).

El C en la madera presenta el mayor IMA (a los 30 años) de todos los componentes analizados (5,24 t C/ha/año) con un 53% del IMA del bosque total. Vale la pena resaltar el incremento en C de la hojarasca fina más madera muerta, el cual arrojó un IMA a los 30 años de 1,46 t C/ha/año que equivale al 15% del IMA del bosque total.

Simulaciones

Una de las variaciones de las estrategias de manejo es la edad de entresaca, la cual se definió tomando como criterio el momento en el que se alcanzan las máximas tasas de producción de madera y de fijación de C; así, se proponen tres edades de entresaca, 12, 16 y 19 años, las cuales se seleccionaron teniendo en cuenta el punto de $IMA_{m\acute{a}x}$ en volumen sin corteza, C en el bosque total sin incluir suelos y C en *P. patula*, respectivamente (Figuras 2 y 3, Tabla 4). De esta manera, se analizó el comportamiento del VPN_C cuando se hace la entresaca, beneficiando por un lado la tasa de producción de madera con fines comerciales ($IMA_{m\acute{a}x}$ en volumen sin corteza = entresaca a los 12 años) y por el otro la tasa de fijación

de C en el bosque total ($IMA_{m\acute{a}x}$ = entresaca a los 16 años) y en *P. patula* ($IMA_{m\acute{a}x}$ = entresaca a los 19 años).

Para hacer las simulaciones se escogieron dos intensidades de entresaca diferentes, una del 30% y otra del 60% del área basal, las cuales han sido comúnmente utilizadas en los bosques estudiados. Así mismo, el rango de turnos elegido, corresponde al utilizado generalmente en este tipo de plantaciones en Colombia. En la Tabla 5 están consignadas las 33 combinaciones de manejo simuladas.

Efecto de las diferentes estrategias de manejo en el flujo de C

En las labores de entresaca, se inicia un proceso de liberación de parte del C fijado durante el desarrollo de la plantación, debido a la sustracción de un porcentaje de biomasa tanto en madera como en otros componentes (ramas, acículas, corteza, etc.). Puesto que en el cálculo del VPN_C tienen mayor peso los flujos de C que se realizan mas cerca al presente, en la medida en que se hagan las entresacas a una edad mas cercana al inicio de la plantación, menores serán los valores resultantes de VPN_C . Esto explica por qué para todas las TRD consideradas, aquellas estrategias correspondientes a

Tabla 5. Clases de simulaciones y tipos de entresaca para diferentes turnos.

Clases de simulaciones	Tipo de entresaca		Turno (años)				
	Edad (años)	G extraída (%)	18	21	24	27	30
SM ¹	-	-	x	x	x	x	x
E12-30% ²	12	30	x	x	x	x	x
E12-60%	12	60	x	x	x	x	x
E16-30%	16	30	x	x	x	x	x
E16-60%	16	60	x	x	x	x	x
E19-30%	19	30		x	x	x	x
E19-60%	19	60		x	x	x	x

¹ SM: sin manejo. ² E12-30%: entresaca a los 12 años del 30% del área basal.

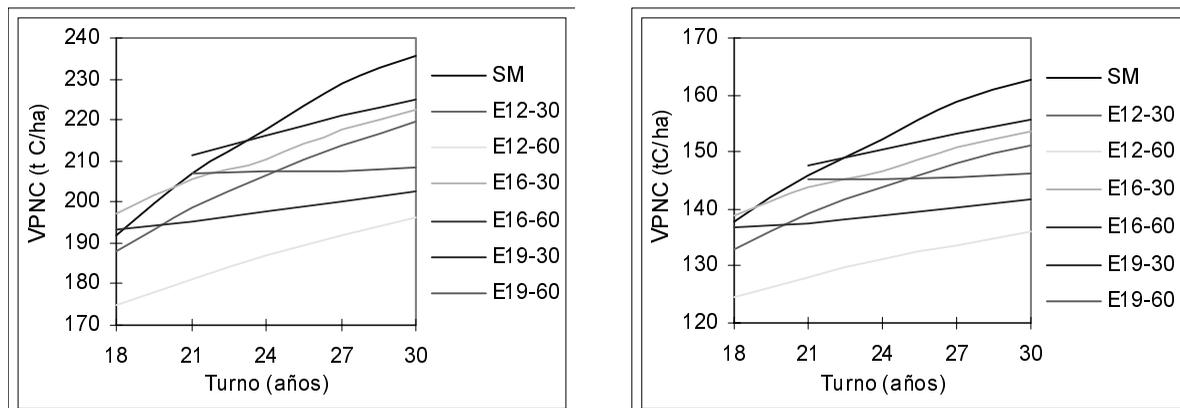


Figura 4. Descuento en el flujo de carbono (VPN_c) para TRD de: a) 2% y b) 4%.

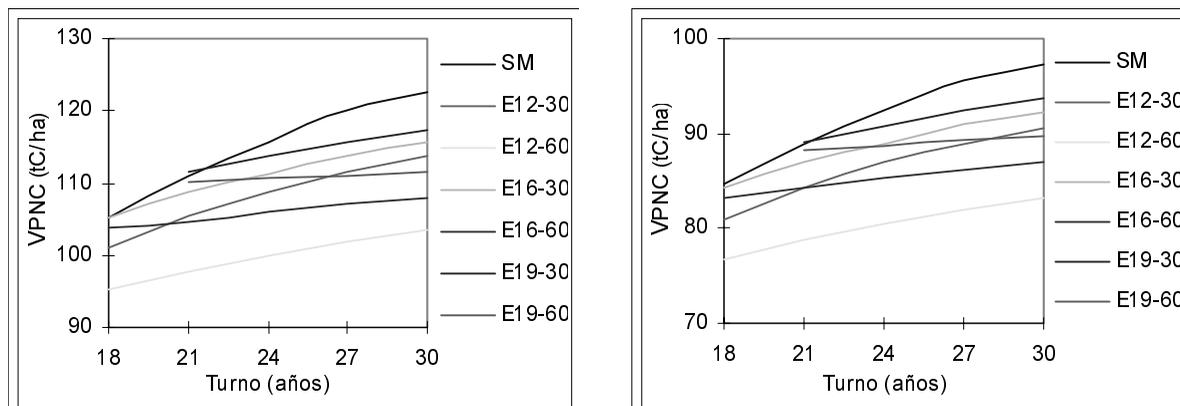


Figura 5. Descuento en el flujo de carbono (VPN_c) para TRD de: a) 6% y b) 8%.

entresacas a los 12 años del 60% del área basal (E12-60%) presentaron los valores más bajos de VPN_c , pues en ellas se realiza la entresaca a la edad más temprana (12 años), con la intensidad más alta considerada (60% de G), es decir, una mayor emisión en un momento más próximo al presente (Figuras 4-5).

Caso contrario ocurre con las estrategias sin manejo (SM), las cuales presentaron los mayores valores de VPN_c en la mayoría de los turnos considerados; esto se debe a que en ellas no se realizan entresacas, postergándose así las emisiones por causa de sustracción de biomasa hasta el momento de la cosecha final. De esta manera, se tendrán valores más altos en el VPN_c en aquellas estrategias de manejo en las que la intensidad de la entresaca es menor y la edad en la que se realiza se encuentra más lejos del presente (Figuras 4 y 5).

Discusión

Efectos de la plantación sobre el C en los suelos

Como se mencionó anteriormente, el C en el suelo (CST) no se relacionó con la edad de la plantación, por lo que los resultados obtenidos en este trabajo pueden evidenciar que el CST es un promedio más o menos de ciertas variaciones naturales que no son explicables en un estudio estático como el que se desarrolló aquí. Sin embargo, estos resultados pueden validar algunos otros como el Richter *et al.* (1994) quienes encontraron incrementos despreciables de 0,072 tC/ha/año en los primeros 7,5 cm del suelo después de 28 años de haber establecido plantaciones de *Pinus taeda* en Estados Unidos. Igualmente, Bashkin & Binkley (1998) midieron los cambios en el CST luego de 10 - 13 años de haber establecido una plantación de *Eucalyptus saligna* sobre terrenos que antes estuvieron cultivados con caña de azúcar en Hawái y, usando isótopos estables de C,

determinaron las pérdidas en el *CST* del uso anterior y las ganancias con la plantación; de esta forma encontraron que no hubo incremento neto en el *CST*, pues aunque el C en la capa superficial se incrementó en 11,5 t C/ha por causa de la plantación, este fue contrarrestado por una pérdida de 10,4 t C/ha del *CST* del uso anterior en las capas bajas del suelo.

Debido a que la cantidad de C en el suelo puede ser considerada como la diferencia entre los ingresos por la caída de hojarasca y mortalidad de árboles y raíces, menos las salidas por descomposición o lixiviación, estos incrementos netos no significativos en *CST*, pueden estar asociados en primer lugar, con los grandes tiempos de descomposición de la hojarasca de coníferas y consecuentemente con una mayor retención de C en este componente y en los detritos de la plantación, y en segunda instancia, con pérdidas asociadas a las altas pendientes y precipitación de la región de estudio.

Tasas de fijación de C

Los resultados obtenidos de las tasas de fijación de C, IMA a los 30 años de 9,85 t C/ha año para *CBqTy* de 8,65 t C/ha/año para *CPpT*, dan cuenta de la alta eficiencia que tienen estas plantaciones, comparada con los hallados para bosques tropicales maduros (Figura 6), de los cuales se tienen reportes de acumulación de $0,71 \pm 0,34$ t C/ha/año a partir de relaciones área basal - biomasa en parcelas monitoreadas a largo plazo en

bosques neotropicales por Phillips *et al.* (1998); otros estudios (Figura 6), a partir de métodos de correlación de vórtices turbulentos (*Eddy covariance*), estiman la fijación de C en 1,0 t C/ha/año en Rondonia, Brasil (Grace *et al.*, 1996), 2,2 t C/ha/año en Ducke, cerca a Manaus (Fan, 1990, citado por Malhi *et al.*, 1998) y 5,9 t C/ha/año en Cueiras, cerca a Manaus (Malhi *et al.*, 1998). Estas diferencias pueden deberse a la alta productividad primaria neta en las plantaciones forestales, pues estos bosques se encuentran en una continua fase de crecimiento y si son aprovechados antes de llegar a la madurez, pueden absorber cantidades importantes de C, a diferencia de los bosques maduros tropicales, los cuales, debido a su estado de equilibrio, emiten en la noche tanto como absorben en el día (Kyrklund, 1990).

Jordan (1983), a partir de información recopilada en distintos estudios para bosques tropicales de todo el mundo, encontró que las tasas de fijación de C en la madera varían entre 2,29 - 5,05 t C/ha/año; los valores de este rango resultan inferiores al IMA del C en la madera obtenido en esta investigación (5,24 t C/ha/año).

Los bosques secundarios, debido a que se componen de especies de rápido crecimiento (Denslow, 1980), pueden presentar mayor eficiencia en la fijación de C que los primarios (Ortiz, 1997); sin embargo, los valores obtenidos en esta investigación, también se encontraron por encima de los calculados a partir de estimaciones de acumulación de C en un bosque

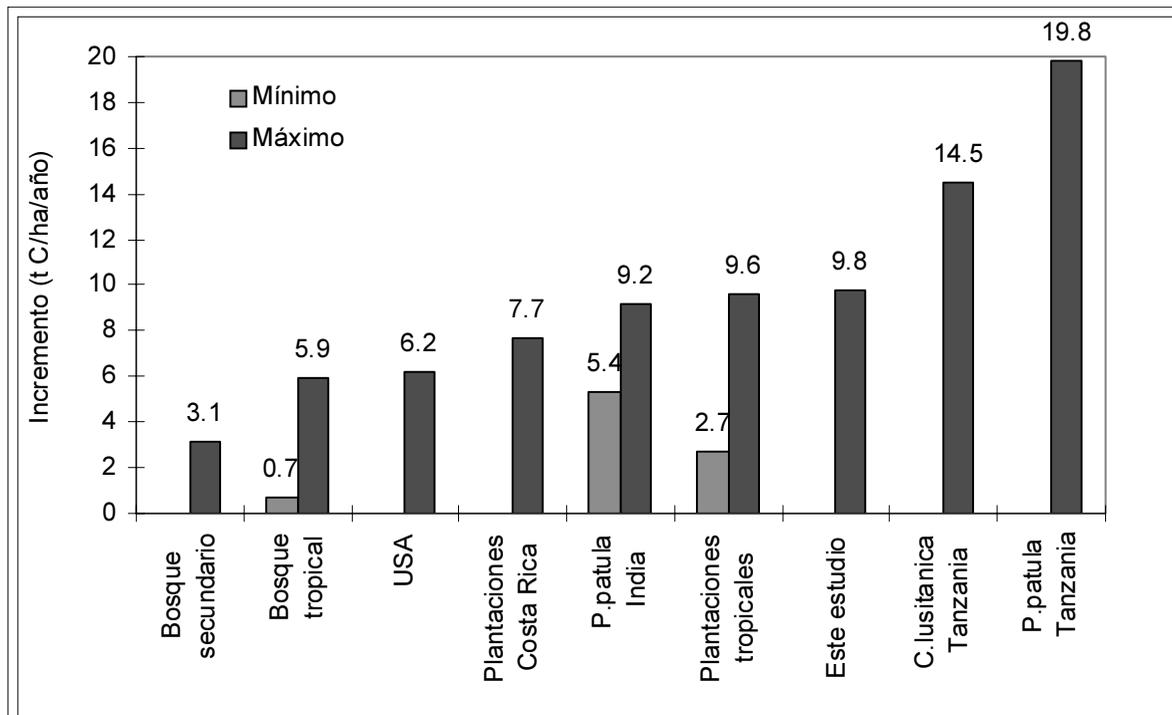


Figura 6. Tasas de fijación de C en diferentes estudios.

secundario en Costa Rica (Figura 6), para una edad de 30 años, equivalentes a 3,12 t C/ha/año (Ortiz, 1997).

Los valores de IMA encontrados, superan además, los estimativos realizados por Sedjo (1989) para el pacífico noroeste y sur de los Estados Unidos (Figura 6), quien plantea que una hectárea de nuevos bosques, secuestra al rededor de 6,24 t C/año, esto puede deberse a que en gran parte del mundo desarrollado, la velocidad media de crecimiento del bosque es muy inferior que la de aquellos en desarrollo (Kyrklund, 1990), lo que puede indicar las ventajas que presenta la región tropical para el crecimiento de plantaciones forestales y particularmente la eficiencia de este tipo de bosques como sumideros de CO₂.

Bhartari (1986) encontró en plantaciones de *P. patula* en Darjeeling, India, que la máxima tasa de incremento en biomasa de los árboles, se alcanza a los 12 años con un valor equivalente a 5,37 t C/ha/año¹. Además, reporta otros estudios en los que las máximas tasas de crecimiento en tejidos no fotosintéticos para la misma especie se alcanzan a los 10 años en Ooty (Sharma & Shrivastava, 1984) y a los 11 en Kodaikanal (Malhotra, *et al.*, 1985), con una productividad equivalente a 6,99 y 9,15 t C/ha/año, respectivamente (Figura 6). En dicho trabajo no se precisa el índice de sitio de dichas plantaciones, por lo que es difícil establecer comparaciones con el presente estudio.

Brown *et al.* (1986), calcularon el rango de variación potencial de fijación de C en plantaciones tropicales, el cual fluctúa entre 2,7 y 9,6 t C/ha/año, para los índices de sitio más bajos y más altos respectivamente. Los valores aquí obtenidos, teniendo en cuenta solo el C en *P. patula*, se encuentran muy cerca al tope máximo de este rango y por encima, al considerar todos los componentes del bosque (excepto los suelos), a pesar de haberse trabajado en un sitio promedio. En Costa Rica, las tasas de fijación de C estimadas en 7,7 t C/ha/año, para plantaciones de diferentes especies por Ramírez *et al.* (1997), también arrojaron valores inferiores a los obtenidos en esta investigación (Figura 6).

Lundgren (1978), muestra un incremento medio anual en biomasa para *P. patula* de 38,7 t/ha/año (equivalente a 19,8 t C/ha/año) y de 28,3 (aproximadamente igual a 14,5 t C/ha/año) para *Cupressus lusitanica*, para un periodo de rotación de 30 años en Tanzania; valores considerablemente altos si se comparan con los resultados de este y otros estudios, sin embargo, el autor realizó el muestreo con árboles codominantes,

por lo que pueden haber sobrestimaciones en las cifras encontradas (Figura 6).

Cabe resaltar que a excepción de Lundgren (1978) y Bhartari (1985), ninguno de los datos reportados tanto para bosque natural como para plantaciones surgieron a partir de mediciones directas de biomasa. En el caso de las plantaciones, todos los estimativos fueron obtenidos a partir del volumen del fuste multiplicado por una serie de factores para obtener el C total del árbol, notándose ausencia de información hallada a partir de mediciones directas de la biomasa. Además, en ninguno se considera para el cálculo, el incremento en otros componentes del bosque, como hojarasca fina y madera muerta, los cuales, en esta investigación, arrojaron un IMA significativo (Tabla 4).

Potencial de incrementar el flujo de C

Las plantaciones de *P. patula* estudiadas, tienen un potencial, haciendo variaciones a las estrategias de manejo, para incrementar el VPN_C hasta un 31% (TRD del 4%), lo cual equivale a un aumento del VPN_C de 38,3 tC/ha al pasar de 124,4 a 162,7 tC/ha (Figuras 4 y 5).

Hoen & Solberg (1994) por su parte, encontraron en bosques boreales de Noruega, un potencial de incremento del VPN_C que varió entre 8,4% (22,6 - 24,5 t C/ha para una TRD de 2%) a 17,9% (13,5 - 15,9 t C/ha para TRD del 4%) para turnos sucesivos de 30 años, aplicando 253 estrategias de manejo diferentes. Así mismo, en bosques tropicales de tierras bajas en Malasia, Boscolo *et al.* (1997), encontraron que al pasar de cosechar el bosque con métodos tradicionales (Sistema Uniforme Malayo) a métodos de impacto reducido, había un potencial para disminuir las pérdidas de VPN_C (es decir aumentar la fijación de C) de un 53,3%, pasando de -84,3 a -39,4 t C/ha; ellos usaron una TRD del 6% y simularon 40 estrategias distintas de manejo, para un periodo de planeación de 200 años.

Los potenciales de incremento del VPN_C encontrados en el presente estudio superan los de bosques en Noruega, no solo en porcentaje sino también en la cantidad de t C/ha que es posible adicionar cuando los regímenes de manejo tradicionales cambian con el objetivo de aumentar la fijación de C. De esta forma, en los bosques estudiados por Hoen & Solberg (1994), es factible, por medio del manejo forestal, adicionar un

¹ Este valor se obtuvo al multiplicar la productividad en biomasa encontrada por el autor por 0,512 correspondiente al CC de la madera en el presente estudio.

máximo de 1,9 - 2,4 t C/ha para TRD de 2 y 4% respectivamente; por otra parte, cuando los potenciales de incremento aquí obtenidos son comparados con los de Malasia (44,9 t C/ha) las cantidades de C que se pueden adicionar resultan menores.

Conclusiones

El comportamiento del C en plantaciones forestales, mediante el método aquí descrito, puede determinarse de manera confiable y a bajo costo, por lo que se brindan herramientas que abren la posibilidad de generar proyectos de este estilo, creando además, expectativas para la evaluación de esta función ecosistémica en otros tipos de bosques.

No se encontraron evidencias de un aumento en el C total en el suelo atribuibles a la plantación, sin embargo, no es posible afirmar que la actividad forestal no está aportando C a este componente, pues el presente estudio consideró sólo el C en un momento dado, en cada punto de muestreo, sin establecer los ingresos provenientes de la descomposición de hojarasca y detritos de la plantación y las salidas o fugas del C aportado por usos anteriores de la tierra.

Las altas tasas de crecimiento y fijación de C, en comparación con otras regiones y tipos de bosques a nivel mundial, hacen que las plantaciones estudiadas de *Pinus patula* presenten una alta viabilidad técnica para el desarrollo de proyectos de captura de C.

El flujo del C, analizado desde el punto de vista del VPN_C , se ve altamente afectado a medida que las actividades de entresaca se hacen más cerca al presente y a medida que la magnitud de la extracción es mayor. De ahí la importancia de realizar análisis como el desarrollado en este trabajo, con los cuales es posible establecer las mejores combinaciones entre producción de madera y fijación de C, de acuerdo con los intereses de las empresas dedicadas a la actividad forestal y de aquellas que desean invertir en proyectos de reducción de emisiones.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Cipreses de Colombia, Industrias Forestales Doña María, Empresas Públicas de Medellín y Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por financiar y apoyar en todo momento esta investigación. Así mismo, a los profesores Alvaro Lema, Huberto González, Sergio Orrego, Ignacio del Valle, por sus valiosos aportes y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Bibliografía

- BASHKIN, M.A. & BINKLEY, D. 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79(3): 828-833.
- BHARTARI, S.K. 1986. Biological productivity and nutrient cycling in *Pinus patula* plantations of Darjeeling Hills. *The Indian Forester* 112: 187-201.
- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. & PANAYOTOU, T. 1997. Simulating options for carbon sequestration through improved management of a lowland tropical rainforest. *Environment and Development Economics*. Cambridge University Press. 22-29 pp.
- BROWN, S.; LUGO, A. & CHAPMAN, J. 1986. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. *Canadian Journal of Forestry Research* 16: 390-394.
- CLUTTER, J.; FORSTON, J.; PENAAR, L.; BRISTER, G. & BAILEY, R. 1983. Timber management: a quantitative approach. New York: Jhon Wiley & Sons. 333 p.
- DELANEY, M., BROWN, S.; LUGO, E.; TORRES-LEZAMA, A. & BELLO-QUINTERO, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forest located in five life zones of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 13: 697-708.
- del VALLE, J. 1979. Rendimiento y crecimiento del *Cupressus lusitanica* en Antioquia, Colombia. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente* 1(2): 1-42.
- del VALLE, J. 2000. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico colombiano. 19 p (en preparación).
- del VALLE, J. & GONZÁLEZ, H. 1988. Rendimiento y crecimiento del cerezo (*Alnus jorullensis*) en la región central andina, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía* 41(1): 61-89.
- DENSLOW, J. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica. Suplemento* 12(2): 47-55.
- FABRYCKY, W.J. & THUESEN, G.T. 1981. Decisiones económicas: análisis y proyectos. Colombia: Prentice Hall. 429 p.
- FLINT, E.P. & RICHARDS, J.F. 1994. Trends in carbon content of vegetation in south and southeast Asia associated with changes in land use. Cap. 6: 201-299 pp. En: DALE, V.H. (Ed.). Effects of land-use changes on atmospheric concentrations. South and Southeast Asia as a case study. New York: Springer - Verlag. 384 p.
- GONZÁLEZ, H.; PIEDRAHITA, E. & VÉLEZ, N. 1994. Fundamentos técnicos y financieros para el manejo

- de plantaciones forestales. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 224 p.
- GRACE, J.; MALHI, Y.; LLOYD, J.; McINTYRE, J.; MIRANDA, A.; MEIR, P. & MIRANDA, H. 1996. The use of eddy covariance to infer the net carbon dioxide uptake of Brazilian rain forest. *Global Change Biology* 2: 209-217.
- GUTIÉRREZ, V.H. & LOPERA, G.J. 2001. Metodología para la cuantificación de existencias y flujo de carbono en plantaciones forestales. Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile. 18-20 de octubre de 2001.
- HOEN, H. & SOLBERG, B. 1994. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science* 40(3): 429-451.
- JORDAN, C. 1983. Productivity of tropical rain forest ecosystems and the implications for their use as future wood and energy sources. En: Tropical rain forest ecosystems: structure and functions. Ecosystems of the world 14^a. New York: Elsevier. 117-136 pp.
- KYRKLUND, B. 1990. Como pueden contribuir los bosques y las industrias forestales a reducir el exceso de anhídrido carbónico en la atmósfera. *Unasylva* 43(163): 12-14.
- LANDSBERG, J. & GOWER, S. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. San Diego: Academic Press. 356 p.
- LOPERA, G. J. & GUTIERREZ, V. H. 2000. Viabilidad técnica y económica de la utilización de plantaciones de *Pinus patula* como sumideros de CO₂. Tesis de grado ingeniería forestal, Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. 184 p (www.colforest.com.co/co2).
- LUNDGREN, B. 1978. Soil conditions and nutrient cycling under natural and plantation forest in Tanzania highlands. Swedish: University of Agricultural Sciences. Department of Forest Soil. 429 p.
- MALHI, Y.; NOBRE, A.; GRACE, J.; KRUIJT, B.; PEREIRA, M.; CULF, A. & SCOTT, S. 1998. Carbon dioxide transfer over a central Amazonia rain forest. *Journal of Geophysical Research* 103 (D24): 31593-31612.
- MALOTRA, P.; TANDON, U. & KUMAR, P. 1985. Biomass production its distribution and biological productivity in *Pinus patula*, SCHL and CHAM plantations in Nilgiris. *Indian Forester* 111(1).
- ORTIZ, R. 1997. Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation initiatives to reduce atmospheric CO₂. Draft paper presented for inclusion in the Beijer Seminar in Punta Leona. Costa Rica. 19 p.
- PHILLIPS, O.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURENCE, W.; NÚÑEZ, P.; VÁSQUEZ, R.; LAURENCE, S.; FERREIRA, L.; STERN, M.; BROWN, S & GRACE, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-442.
- RAMÍREZ, O.; GÓMEZ, M. & SHULTZ, S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from the ecological economics perspective. Beijer Research Seminar. Costa Rica. 28 p.
- RICHTER, D.; MARKEWITZ, D.; WELLS, C.; ALLEN, H.; APRIL, R.; HEINE, P. & URREGO, B. 1994. Soil chemical change during three decades in an old-field loblolly pine (*Pinus taeda* L.) ecosystem. *Ecology* 75: 1463-1473.
- SCHUMACHER, F. 1939. A new growth curve and its application to timber yields studies. *Journal of Forestry* 37: 819-820.
- SEDJO, R. 1989. Forest to offset the greenhouse effect: If "planting trees" could save us, how many trees would we have to...? *Journal of Forestry* 89(7): 12-15.
- SHARMA, S. & SHRIVASTAVA, U. 1984. Biomass production in an age series of *Pinus patula* plantation in Tamil Nadu. *Indian Forester* 110(9).
- TARQUIN, A.J. & BLANK, L.T. 1992. Ingeniería económica. México: Mcgraw Hill. 558 p.
- VALENCIA, E. 1988. Decisiones económicas en la ingeniería: Ingeniería económica. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 474 p.

Características Fotosintéticas de Cinco Especies Forestales¹

Juan C. López²; Néstor M. Riaño^{3,*}; Yamel López F.⁴

Resumen

Se evaluó el comportamiento diario de la fotosíntesis foliar (P_N), transpiración (E), conductancia estomática (g_s) y eficiencia en el uso del agua (EUA) de *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora*, *Prunus integrifolia*, *Tabebuia rosea* y *Vitex cymosa* en condiciones naturales. Se encontró alta asociación entre el aumento en radiación fotosintéticamente activa (RFA) y el incremento de P_N y g_s de *C. odorata* y *C. alliodora* mientras que en *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* se observó un efecto negativo. Igual fue la respuesta de P_N al incremento en la temperatura del aire (T_a) [25 a 28°C] y al déficit de presión de vapor del aire (DPV) [1 a 1.39KPa]. *C. odorata* y *C. alliodora* registraron mayor E relacionada directamente con RFA durante el día. *T. rosea* presentó mayor EUA [0.0052mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹] que *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* y *P. integrifolia* [0.0051, 0.0044, 0.0043 y 0.0035mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹ respectivamente]. Los valores de coeficiente transpiratorio fueron para *T. rosea* [117.7g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)], *C. odorata* [119.3g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)], *C. alliodora* [138.3g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)], *V. cymosa* [144.3g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)] y *P. integrifolia* [177.8g (H₂O) g⁻¹ (biomasa)].

Palabras claves: Intercambio gaseoso, especies forestales, eficiencia en el uso del agua, coeficiente transpiratorio.

Abstract

Diurnal courses of leaf photosynthesis (P_N), transpiration (E), water use efficiency (WUE) and stomatal conductance (g_s) of *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora*, *Prunus integrifolia*, *Tabebuia rosea* and *Vitex cymosa* were studied outdoors at Cenicafe headquarters. There was a high relationship between P_N and g_s in *C. odorata* and *C. alliodora* when photosynthetic active radiation (PAR) was increased, meanwhile in *P. integrifolia*, *T. rosea*, and *V. cymosa* these relationship was opposite. Similar responses in P_N to changes in air temperature (T_a) from 25 to 28°C and vapour pressure deficit (VPD) from 1 to 1.39KPa were observed. High E was observed in *C. odorata* and *C. alliodora* in contrast with the other species. *T. rosea* showed high WUE [0.0052mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹] followed by *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* and *P. integrifolia* with 0.0051, 0.0044, 0.0043 and 0.0035mmol (CO₂) mmol⁻¹ (H₂O) h⁻¹ respectively. Transpiratory coefficient calculated from P_N/E ratio was in *T. rosea* [117.7g (H₂O) g⁻¹ (biomass)], *C. odorata* [119.3g (H₂O) g⁻¹ (biomass)], *C. alliodora* [138.3 g (H₂O) g⁻¹ biomass], *V. cymosa* [144.3g (H₂O) g⁻¹ (biomass)] and *P. integrifolia* [177.8 g (H₂O) g⁻¹ (biomass)].

Keywords: Gas exchange, forest trees, water use efficiency, Transpiratory coefficient.

¹Investigación realizada en el Centro Nacional de Investigaciones de Café – CENICAFE, Chinchiná, Colombia.

²Ing. Agrónomo, Fisiología Vegetal;

³Ing. Agrónomo Ph.D., Fisiología Vegetal;

⁴Ing. Agrónomo Ph.D., Profesor Asociado, Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira.

Trabajo aceptado para presentarlo en el Simposio Internacional – Medición y monitoreo de captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile, octubre 18 – 20, 2001.

*Autor para correspondencia: email – nestorm.riano@cafedecolombia.com

Introducción

El potencial que representa el uso de especies forestales como mecanismo para la regulación del incremento en la concentración ambiental de CO₂ amerita que se lleven a cabo investigaciones básicas orientadas hacia el conocimiento de su ecofisiología y a la identificación de aquellas con mayor capacidad para la captura de carbono (fotosíntesis) para incorporarlas en sistemas de producción que permitan no solo hacer un uso más eficiente de la tierra sino también disminuir la contaminación ambiental. De las especies nativas de América tropical las más estudiadas en sistemas agroforestales, principalmente con café (*Coffea* sp.) y cacao (*Theobroma* sp.) han sido el cedro (*Cedrela odorata*) y el nogal (*Cordia alliodora*) (Acero 1985; Alpizar *et al* 1986; Chamorro *et al* 1994). Fundamentalmente estas investigaciones se han orientado a conocer el comportamiento de la asociación entre estas especies y la producción de biomasa, aporte de materia orgánica y reciclaje de nutrientes (Willey, 1975; Cuenca *et al* 1983; Sabogal 1983; Barrada 1986; Fassbender 1987; Beer *et al* 1998). Sin embargo, el conocimiento de los aspectos fisiológicos de estas especies y de otras que se emplean para los mismos propósitos es muy limitado.

Los sistemas forestales, agroforestales y silvopastoriles en el trópico, utilizando especies nativas, se han considerado una herramienta útil en la mitigación de los gases de efecto invernadero, principalmente el CO₂, debido a que presentan crecimiento continuo durante todo el año, lo que se traduce en tasas de acumulación de biomasa y carbono superiores a los obtenidos en zonas templadas. La inclusión de las especies nativas tropicales en proyectos que busquen la venta de servicios ambientales requiere de un mayor conocimiento básico de su capacidad fotosintética y posteriormente de cómo dicha eficiencia se traduce en mayores aumentos en su biomasa. Hasta la fecha no se cuenta con información suficiente sobre la actividad fotosintética de las especies forestales tropicales.

Por lo anterior el objetivo de la presente investigación ha sido caracterizar, al menos en una primera aproximación, el comportamiento fotosintético foliar diario de algunas especies forestales empleadas en la zona cafetera Colombiana e identificar aquellas con mayor potencial para capturar el dióxido de carbono atmosférico.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el Centro Nacional de Investigaciones de Café (Cenicafé), Chinchiná, Colombia, ubicado a 05°01 N, 75°36 W, 1425 m de altitud, con una temperatura media promedio anual de 21.3°C, humedad relativa promedio anual de 79.8%, 2473 mm de precipitación anual acumulada y 1451 h de brillo solar acumulado (Cenicafé 1999).

El experimento consistió en evaluar la respuesta del intercambio gaseoso a las variaciones en las condiciones naturales de la hoja individual de plántulas de *Cedrela odorata*, *Cordia alliodora*, *Prunus integrifolia*, *Tabebuia rosea* y *Vytxex cymosa* entre las 07:00 y 19:00h durante tres días diferentes. Para la determinación de las condiciones micro climáticas (radiación fotosintéticamente activa, *RFA*; temperatura del aire, *T_a*; humedad relativa, *HR* y déficit de presión de vapor del aire, *DPV*) y las variables relacionadas con el intercambio gaseoso (fotosíntesis neta, *P_N*; transpiración, *E* y conductancia estomática, *g_s*) se empleó un sistema portátil de fotosíntesis LCA-4, que consta de un analizador infrarrojo de gases, una cámara para hojas de 6.25 cm² de área de medición y un microprocesador (*Analytical Development Co. Ltd. Hoddesdon, England*). La eficiencia en el uso del agua (*EUA*), se calculó mediante la relación entre *P_N*/*E* y el coeficiente transpiratorio (cantidad de agua consumida por biomasa producida) se determinó estimando el área bajo la curva de *P_N* y *E* para un periodo de 12:00h y se utilizó un factor de conversión de 1.5g de CO₂ para la producción de 1g de biomasa (Sestak *et al* 1971).

Resultados y discusión

La Figura 1 presenta la respuesta fotosintética de cada especie a las variaciones en las condiciones micro climáticas. El incremento en *RFA* durante las horas de la mañana afectó en forma diferente la asimilación neta de CO₂. *C. odorata* y *C. alliodora* registraron tasas máximas de *P_N* [13.8 y 14 μmol (CO₂) m⁻²s⁻¹ respectivamente] superiores a las de *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* [6.1, 9.9 y 7.1 μmol (CO₂) m⁻²s⁻¹ respectivamente]. Al medio día aunque se observó una disminución en la *P_N* de todas las especies asociada directamente con los máximos diarios de *T_a* (32°C) y *DPV* (2.27KPa) y una baja *HR*. *C. odorata* y *C. alliodora* mantuvieron una mayor tasa de asimilación de CO₂ al igual que en horas de la tarde. Este comportamiento puede estar indicando que entre las especies existen diferencias en los requerimientos de luz y por lo tanto esta variable debe ser tenida en cuenta al momento de seleccionar las especies para establecer

sistemas agroforestales en zonas con características climáticas similares. Así, mientras que incrementos en RFA superiores a $750 \mu\text{mol (fotones) m}^{-2}\text{s}^{-1}$ estuvieron asociados directamente con aumentos en la asimilación de CO_2 de *C. odorata* y *C. alliodora* en *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* se presentó una disminución.

El incremento en T_a por encima de 25°C no afectó la P_N de *C. odorata* y *C. alliodora* y por el contrario su aumento hasta valores cercanos a 28°C favoreció la asimilación de CO_2 . En *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* la máxima P_N se registró con T_a de 25°C pero el incremento por encima de este valor determinó reducciones en la tasa de asimilación de CO_2 .

La mayor tasa de P_N en *C. odorata* y *C. alliodora* estuvo relacionada directamente con altos promedios de g_s (Figuras 1 y 3A), lo que indica que en estas especies no se presentaron limitaciones estomáticas para el intercambio gaseoso, mientras que en *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* las disminuciones en P_N estuvieron asociadas con reducciones en g_s y bajas tasas transpiratorias lo que permite afirmar que estas últimas son más sensibles a cambios en las condiciones micro climáticas, lo cual se traduce en el cierre de los estomas, afectando el intercambio gaseoso. El incremento en T_a y DPV por encima de 25°C y 1KPa respectivamente determinó reducciones en los valores de g_s en tanto que en *C. odorata* y *C. alliodora* se registraron incrementos en P_N .

Desde el punto de vista fotosintético el incremento en DPV afectó más al proceso en *P. integrifolia*, *T. rosea*

y *V. cymosa* que en *C. odorata* y *C. alliodora* pudiéndose afirmar que las primeras especies cierran más rápidamente sus estomas, lo que se traduce en menores pérdidas de agua por transpiración. Este comportamiento se puede confirmar con los resultados obtenidos, donde *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* registraron tasas máximas de E inferiores a las de *C. odorata* y *C. alliodora* en el transcurso del día (Figura 2). De igual forma los incrementos en RFA y T_a determinaron mayores pérdidas de agua en *C. odorata* y *C. alliodora*. Esto contribuyó para que la EUA en estas especies haya sido similar a la respectiva EUA de *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* ya que la planta consumió una mayor cantidad de agua por unidad de CO_2 asimilado (Figura 3B). Al promediar la EUA se observó que *T. rosea* fue la especie que presentó la mayor incorporación neta de CO_2 por unidad de agua transpirada [$0.0052 \text{ mmol (CO}_2\text{) / mmol (H}_2\text{O)}$] seguida de *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* y *P. integrifolia* con valores de 0.051 , 0.004 , 0.0043 y $0.0035 \text{ mmol (CO}_2\text{) / mmol (H}_2\text{O)}$ respectivamente.

Al estimar la cantidad de H_2O requerida para la producir 1g de biomasa se encontró que *T. rosea* consumió menos agua (117.7 g) seguida de *C. odorata*, *C. alliodora*, *V. cymosa* y *P. integrifolia* con gastos de 119.3 , 138.3 , 144.3 y 177.8g de agua respectivamente.

En general, los cambios en las condiciones climáticas afectaron en forma diferente el intercambio gaseoso. Aunque *C. odorata* y *C. alliodora* requieren de niveles de saturación lumínica superiores a los de *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* para alcanzar altas tasas

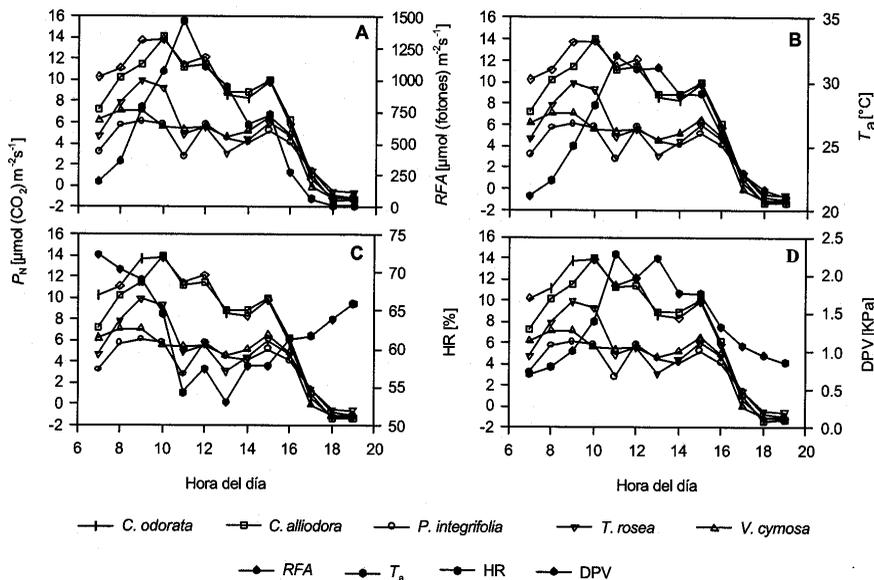


Figura 1

Respuesta diaria de la fotosíntesis neta (P_N) de *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* a la radiación fotosintéticamente activa, RFA (A), temperatura del aire, T_a (B), humedad relativa, HR (C) y déficit de presión de vapor del aire, DPV (D).

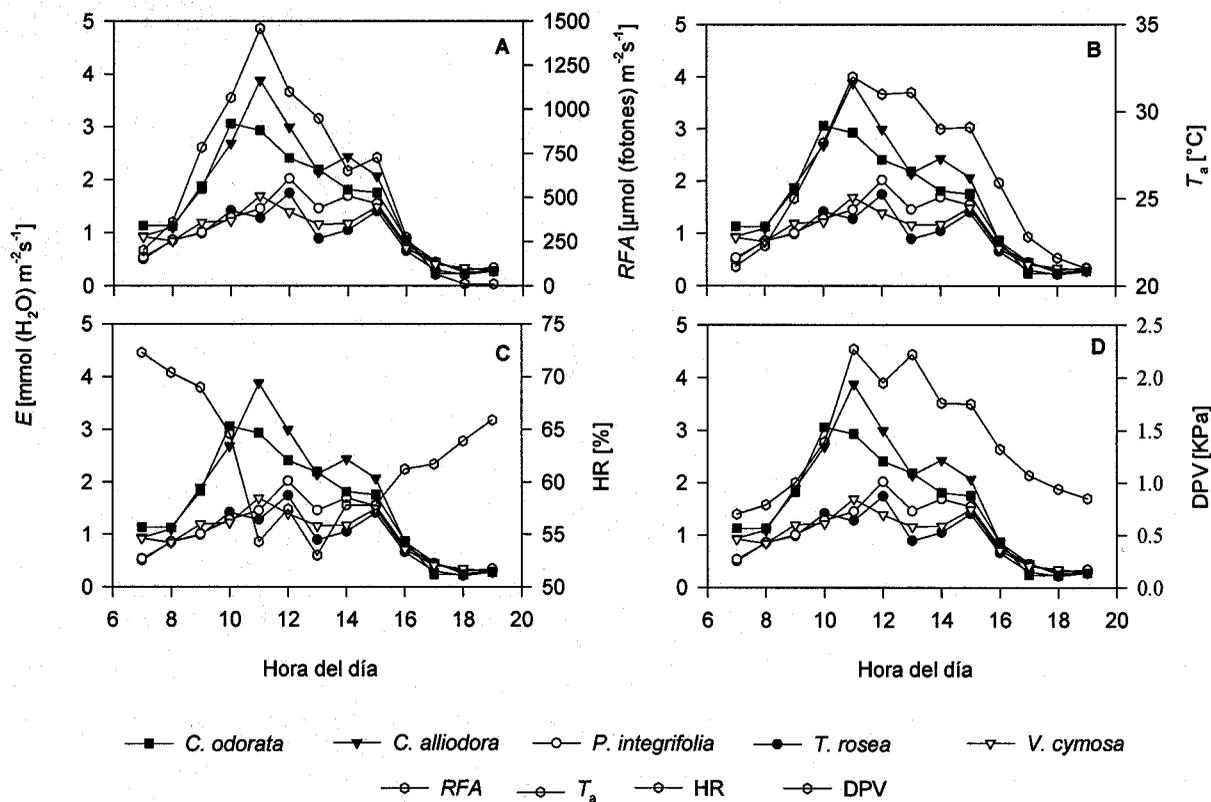


Figura 2. Respuesta diaria de la transpiración (E) de *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa* a la radiación fotosintéticamente activa, RFA (A), temperatura del aire, T_a (B), humedad relativa, HR (C) y déficit de presión de vapor del aire, DPV (D).

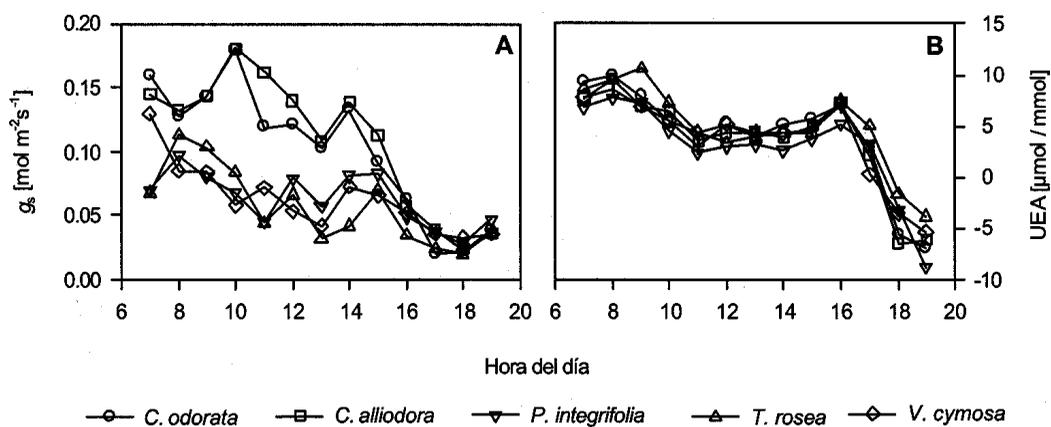


Figura 3. Comportamiento diario de la conductancia estomática, g_s (A) y eficiencia en el uso del agua, EUA (B) en *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia*, *T. rosea* y *V. cymosa*.

de asimilación de CO₂, las diferencias en el control estomático por parte de *C. odorata* y *C. alliodora* se convierten en un factor que limita la *EUA*, aún cuando la fijación del dióxido de carbono atmosférico es mayor. En *T. rosea* los valores intermedios de P_N son compensados por el menor gasto transpiratorio, lo cual le permite consumir menor cantidad de agua para producir un gramo de biomasa. Este hecho a largo plazo permite sugerir que *T. rosea* tendría una mayor tasa de crecimiento relativo en comparación con *C. odorata*, *C. alliodora*, *P. integrifolia* y *V. cymosa* durante el mismo periodo de tiempo ya que la planta regularía de una mejor forma sus pérdidas de agua.

P. integrifolia y *V. cymosa* presentaron un comportamiento fotosintético y transpiratorio más estable en comparación con las demás especies en respuesta a los cambios en las condiciones micro climáticas. *T. rosea* por el contrario mostró mayor sensibilidad a las variaciones ambientales y en particular en su P_N .

Desde el punto de vista de captura de carbono, *C. odorata* y *C. alliodora* fueron las que mayor tasa de asimilación de CO₂ presentaron. Sin embargo su alta tasa transpiratoria se debe tener en cuenta al momento de seleccionar las condiciones agro ecológicas de las zonas donde se vayan a establecer, y en particular la disponibilidad hídrica, ya que de no tenerse un suministro adecuado de agua el sistema forestal será ineficiente.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. Especialmente al Centro Nacional de Investigaciones de Café – Cenicafé y su equipo de trabajo en Fisiología vegetal. Al Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas” - COLCIENCIAS por la co-financiación del proyecto 2251-07-002-93 que permitió la adquisición de los equipos con los que se desarrolló la presente investigación.

Bibliografía

- Acero, D. L. 1985 Árboles de la zona cafetera Colombiana. Bogotá: Ediciones Fondo Cultural Cafetero,. 312 p.
- Alpizar, L.; Fassbender, H. W.; Heuvelop, J.; Folster, H.; Enriquez, G. 1986. Modelling agroforestry systems of cacao (*Theobroma cacao* L.) with laurel (*Cordia alliodora*) and poro (*Erythrina poeppigiana*) in Costa Rica. I. Inventory of organic matter and nutrients. *Agroforestry Systems* 4: 3-15.
- Barrada, V. L.; Fanjul, L. 1986. Microclimatic characterization of shade and open-grown coffee (*Coffea arabica* L.) plantations in Mexico. *Agricultural and Forest Meteorology* 38: 101-112.
- Beer, J.; Muschler, R.; Kass, D.; Somarriba, E. 1998. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry systems* 38: 139-164.
- Centro Nacional de Investigaciones de café - Cenicafé. 1999. Anuario meteorológico cafetero, 1998. Chinchiná, Cenicafé, 515 p.
- Cuenca, G.; Aranguren, J.; Herrera, R. 1983. Root litter decomposition in a coffee plantation under shade trees. *Plant and Soil* 71: 477-486.
- Chamorro, G.; Gallo, A.; López, R. 1994. Evaluación económica del sistema agroforestal café asociado con nogal. *Cenicafé* 45: 165-170.
- Fassbender, H. W. 1987. Nutrient cycling in agroforestry systems of coffee (*Coffea arabica* L.) with shade trees in the Central Experiment of CATIE. *In: Beer J. Fassbender H and Heuvelop J Eds. Advances in Agroforestry Research.* pp 155 -165. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Sabogal, C. 1983. Observaciones sobre la combinación de *Cedrela odorata* con café en Tabarcia-Palmichal (Cantón Puriscal). *In: Heuvelop, J.; Espinosa, L. Eds. El componente arbóreo en Acosta y Puriscal, Costa Rica, CATIE, Turrialba, Costa Rica.* p. 90-101.
- Sestak, Z.; Catzky, J.; Jarvis, P.G. 1971. *Plant Photosynthetic production manual of methods.* The Hague, W. Junk N.V. 818p.
- Willey, R.W. 1975. The use of shade in coffee, cocoa and tea. *Horticultural Abstracts* 5: 791-798.