



Action D3. Evaluación del impacto socioeconómico y restauración de las funciones ecosistémicas

EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE TAXUS SOBRE LA CAPACIDAD DE SECUESTRO DE CARBONO (C)



NOVIEMBRE DE 2016

CON LA COLABORACIÓN DEL



AJUNTAMENT DE RASQUERA



1. introducción

El balance de carbono (C) de un ecosistema es el resultado de la captación de dióxido de carbono (CO₂) a través de la fotosíntesis y su liberación por respiración de plantas, animales u organismos descomponedores. A diferencia del contenido de C de la masa aérea, la cuantificación precisa del balance de C en el suelo como resultado de las distintas tipologías de gestión forestal constituye uno de los principales retos de la investigación forestal actual. La cuantificación de la descomposición de los materiales gruesos, en comparación a los materiales finos (p. e. hojas o ramillas), es especialmente complicada por la heterogeneidad de componentes (corteza, duramen, albura; madera densa o ligera; etc....), elevada diversidad de organismos descomponedores involucrados y la escala de tiempo necesaria para descomponerse. No obstante, esta cuantificación permitiría incorporar criterios de mitigación de los efectos del cambio climático a la toma de decisiones en gestión forestal.

La tala forestal evidentemente reduce la captación durante los primeros años, hasta que el bosque no recupera la biomasa foliar existente por unidad de superficie con anterioridad a la actuación. En función de la intensidad de la actuación y las características del sistema forestal esta reducción puede oscilar entre unos pocos años (por ejemplo, cuando se actúa sobre especies rebrotadoras o mediante claras) a algunas décadas (en plantaciones forestales o cortas a hecho).

Cuando después de la extracción de madera, la biomasa no comercial se deposita sobre el terreno, los efectos sobre la descomposición de la materia orgánica previamente existente en el suelo no son claros, habiéndose descrito tanto un aumento como una disminución de la tasa de descomposición (Berg 1988; Kim et al., 1996; Smidt y Puettman, 1988 entre otros). La disposición de los restos no comerciales sobre el suelo forestal tiene como objetivo principal retornar una gran parte de los nutrientes del árbol, mayoritariamente contenidos en las hojas, corteza y pequeñas ramillas. Al mismo tiempo, y no menos importante, estos restos contribuyen a la reducción del riesgo de erosión y al mantenimiento de organismos de detritívoros y descomponedores (Harmon et al, 1986). Como resultado de estos organismos, los restos orgánicos se descomponen dando lugar a nutrientes para

las plantas y la liberación de CO₂ hacia la atmósfera. Como residuo de este proceso se acumula en el suelo material orgánico de muy lenta o prácticamente nula descomposición. Este residuo comúnmente conocido como humus constituye un importante sumidero de CO₂ en el suelo.

Para un mismo clima, el balance de C está controlado por la calidad de la materia orgánica y las características de las comunidades de organismos descomponedores. La calidad química viene definida en gran parte por el contenido de nutrientes, lignina y polifenoles. Además, para una calidad similar, la relación superficie/volumen es también determinante: las hojas, por ejemplo, se descomponen más, y más rápidamente, que los troncos por el hecho de tener una relación más elevada. Los modelos de descomposición de materiales forestales, ya sea hojas o ramas, siguen una función exponencial negativa, siendo la más comúnmente utilizada la formulada por Olson en 1963. Esta ecuación de la forma: $Y = Y_0 e^{-kt}$ asume que la descomposición es proporcional a la cantidad de material remanente con el tiempo (Y). En la tabla 1 se indican algunas tasas de descomposición (k) de distintos materiales según la bibliografía. La tasa de descomposición de materiales gruesos (*coarse woody debris*, en inglés, que incluye ramas con diámetro superior a 2 cm y troncos) estimado para distintos tipos de bosque oscila entre 0,01 y 0,16 por año, en función del material y el tiempo usado para la estimación. Esta baja tasa es debida principalmente al bajo contenido en nutrientes, humedad y elevado contenido en lignina. Como los materiales gruesos suelen ser menos homogéneos que los finos (hojas y ramillas) una aproximación más fina sería considerar una exponencial múltiple. En la bibliografía se ha descrito tiempos del orden de 52 y 70 años para la “desaparición” (incluye la incorporación como material triturado al suelo) de troncos del suelo forestal y del orden de 1 a 25 años para las ramas (en función de su diámetro y densidad) (Mäkinen et al, 2006; Freschet et al, 2012; Yin et al., 1999). Los tiempos para la eliminación de hojas son muy inferiores. Así por ejemplo en una localidad próxima a las zonas de actuación de TAXUS, se estimó que al cabo de tres años había desaparecido un poco más de la mitad del peso inicial de hojas de encina o pino (García-Pausas et al, 2004; Tabla 1).

Tabla 1. Constante de descomposición (*k*) de materiales finos y gruesos depositados en el suelo forestal según la bibliografía.

	<i>k</i> (año ⁻¹)	Referencias
<u>Acículas, hojas y materiales finos</u>		
Pino (3 años)	0.11	García-Pausas et al, 2004
Acículas (1er año)	0.21	Palmero-Iniesta, 2016
<u>Troncos y ramas gruesas</u>		
Bosques templados	0.01-0.28	Harmon et al, 1986
Bosques templados	0.06-0.08	Miller 1983; Alban & Pastor, 1993
Pinar mediterráneo (1er año)	0.05-0.16	Palmero-Iniesta, 2016

2. Objetivo

El objetivo de este apartado es estimar el efecto de las acciones de gestión forestal (acción D3) sobre el balance de CO₂.

3. Metodología

3.1. Esquema conceptual

Este análisis se centra en las acciones de gestión de la competencia del tejo (C1), y de los árboles productores de fruto para favorecer la presencia de especies dispersoras del tejo (C7). Los resultados se indican por superficie directamente gestionada (ha), de manera que pueden ser fácilmente extrapolados a la superficie total gestionada por el presente proyecto LIFE TAXUS o en otros proyectos de características similares.

Las acciones de gestión realizadas no han dado lugar a ninguna extracción de madera. Sólo en las tejedas de Misec Lòs y Llongarriu se extrajeron 1.670 árboles en una superficie de 8,2 y 1,3 ha respectivamente, que en comparación al total de pies cortados y superficie intervenida se considera marginal para el cálculo del balance de C (22.635 pies cortados en 303 ha). Por consiguiente, en la estima de los efectos de las gestiones sobre el balance de C sólo se discuten los siguientes factores:

- Efecto sobre la capacidad de captación de CO₂ por reducción de la masa
- Descomposición de los restos depositados en el suelo forestal

3.2. Efecto sobre la capacidad de captación

El efecto de la clara sobre la capacidad fotosintética es, el primer año, proporcional a la superficie foliar eliminada por unidad de superficie. Como muchas de las especies taladas y el sotobosque de las zonas de actuación presentan un elevado rebrote, se considera que la capacidad de captación de CO₂ será en pocos años similar a la anterior a la tala. Este rebrote, al situarse por debajo de las copas de los tejos, no compromete el éxito del objetivo de reducción de la competencia. Además, cabe esperar que la capacidad de fijación de CO₂ de los tejos aumente al mejorar sus condiciones hídricas y lumínicas. Esto se fundamenta, indirectamente, por las

observaciones de un crecimiento significativamente superior en los tejos gestionados respecto a los controles.

3.3. Descomposición de los restos

Los restos depositados en la superficie del suelo forestal se descomponen e incorporan lentamente a la materia orgánica del suelo. La degradación de los restos da lugar a una liberación de C en forma de CO₂ hacia la atmosfera y una incorporación de C al suelo en forma de materia orgánica. En este apartado se cuantifica los restos generados como consecuencia de la tala y se estima la cantidad de C emitido como CO₂ en los 3 años siguientes a la actuación por unidad de superficie actuada. Como la tasa de descomposición sigue una tendencia exponencial negativa con el tiempo, se considera que a partir del tercer año el flujo de C generado por los restos es de poca importancia en relación a otros flujos del ecosistema como pueden ser la respiración de la hojarasca del suelo o las plantas.

3.3.1. Resultados

3.3.1.1. Cantidad de restos y C estimado depositados en la superficie del suelo por efecto de la gestión forestal

Con el fin de liberar de la competencia a los tejos (acción C1) o los árboles productores de fruto (acción C2), la actuación forestal consiste en una clara de baja o media intensidad alrededor del tejo objetivo. A partir del seguimiento de la acción, se estima una superficie media de 5 m de radio alrededor del árbol objetivo, dando lugar a una superficie total por acción de 63,5 ha y 6,2 ha respectivamente.

Para cuantificar el contenido de C en los restos de corta se ha estimado la biomasa por fracciones de los arboles cortados en cada rodal de gestión de la competencia o en la acción de mejora de la fructificación. En los inventarios realizados árbol a árbol en la acción de seguimiento (D1) se marcaron y midieron los diámetros de

todas las especies arbóreas o arbustivas situadas alrededor del árbol objetivo antes de la acción. Una vez finalizada las claras, se volvieron a medir los diámetros de todos los árboles no talados. Para más detalle de este seguimiento consultar el manual de buenas prácticas (Camprodón et al. 2016). Como resultado se ha estimado una reducción del área basal alrededor de los árboles objetivos que oscila entre 0,42 m² ha⁻¹ hasta 4,5 m² ha⁻¹. Esta superficie corresponde al área estricta donde se han cortado los árboles o arbustos (Tabla 1).

Tabla 1. Área basal eliminada, media y desviación típica (m² ha⁻¹), como resultado de las claras alrededor de los tejos (acción C1) o árboles productores de fruto (acción C7) por hectárea de superficie de la zona actuada alrededor de cada árbol objetivo (esta superficie tenía un radio medio de 5 m por árbol objetivo).

<u>Clara en tejo</u>			
Parcial	Garrotxa	1.88	(0.88)
Total	Rasquera	0.41	(0.14)
Parcial	Poblet	0.42	(0.24)
Parcial	Capçanes	2.22	(0.00)
Total	Capçanes	4.46	(3.09)
Total	Llaberia	4.54	(4.21)
<u>Árboles productores de fruto</u>			
	Llaberia	3.25	(1.40)

A partir de las ecuaciones alométricas para estimar la producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles (Montero et al, 2005) se ha calculado la masa de hojas, ramillas, ramas y fuste depositados sobre el suelo como resultado de las acciones del proyecto. Estas ecuaciones son una función matemática potencial que relaciona el diámetro normal con las distintas fracciones de biomasa del árbol. Esta función se linealiza mediante logaritmos y resultando una ecuación de la forma:

$\ln b = \alpha + \beta \ln d$, donde b corresponde a la biomasa seca de un componente del árbol, d al diámetro normal y α , β a los parámetros estimados por el modelo según Montero et al. (2005) para distintas especies de árboles. Los parámetros a y b de esta ecuación se indican en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros de las ecuaciones alométricas para relacionar el diámetro normal de un árbol con la masa de distintas fracciones según Montero et al. (2005). Se indica la especie tipo utilizada para cada grupo funcional (aciculifolio, perennifolio, caducifolio).

Tipo Funcional	Especie tipo	a	b
<u>Biomasa fuste</u>			
Aciculifolio	Pinus nigra	-3.14006	2.4975
	Betula		
Caducifolio	pubescens	-2.09231	2.3256
Perennifolio	Quercus ilex	-1.99607	2.01754
<u>Biomasa de hojas o acículas</u>			
Aciculifolio	Pinus nigra	-2.36531	1.5099
	Betula		
Caducifolio	pubescens	-3.28444	1.59452
Perennifolio	Quercus ilex	-4.13268	1.97313
<u>Biomasa de ramas inferiores a 2 cm de diámetro</u>			
Aciculifolio	Pinus nigra	-2.83503	2.04538
	Betula		
Caducifolio	pubescens	-2.65716	1.64983
Perennifolio	Quercus ilex	-2.66407	1.97498
<u>Biomasa de ramas con diámetros comprendidos entre 2 y 7 cm</u>			
Aciculifolio	Pinus nigra	-6.62495	2.92521
	Betula		
Caducifolio	pubescens	-2.70462	1.97187
Perennifolio	Quercus ilex	-2.52588	2.00304
<u>Biomasa de ramas con diámetro superior a 7 cm</u>			
Aciculifolio	Pinus nigra	-13.8099	4.63179
	Betula		
Caducifolio	pubescens	-7.84245	3.25429
Perennifolio	Quercus ilex	-5.247	3.04363

Como resultado de aplicar estas ecuaciones a los árboles inventariados en la acción de seguimiento se ha obtenido una masa promedio para cada una de las fracciones consideradas y por tipo de árbol (perennifolio, caducifolio y aciculifolio).

Tabla 3. Biomasa (valores medios, kg ha⁻¹) depositada en el suelo por fracciones según tratamiento y tipo de especie (A, aciculifolia; C, caducifolia; P, perenne).

	Fuste	Hojas	Ramillas	Ramas medias	Ramas gruesas
<u>Clara de tejos</u>					
Parcial					
A	96.9	9.7	31.5	11.8	2.8
C	82.5	3.8	8.1	17.4	3.8
P	162.1	17.2	75.1	92.2	86.0
Total					
A	22.3	4.2	10.6	1.3	-1.3
C	31.9	2.5	5.2	9.5	-0.8
P	126.9	13.6	59.3	72.4	38.6
<u>Clara de árboles frutales</u>					
Clara parcial					
A	147.9	13.0	45.1	19.1	5.5
C	60.8	2.9	6.1	12.8	2.8
P	103.9	11.0	47.9	59.0	66.6
Clara total					
A	220.0	30.0	81.5	23.7	3.2
C	44.2	3.1	6.4	11.8	0.7
P	63.5	6.9	29.9	36.3	22.5

3.3.1.2. Flujo de C en forma de CO₂ hacia la atmosfera según fracciones de biomasa depositados en la superficie del suelo

Para estimar el flujo de C hacia la atmosfera se han utilizado las tasas indicadas en la tabla 1 y los valores de biomasa depositada en el suelo estimados para cada uno de los árboles de seguimiento gestionados según una clara total o parcial. La biomasa se ha transformado a unidades de C asumiendo que el C constituye un 50% de la biomasa (Montero et al, 2005). Para las tasas de C se ha considerado concretamente que al cabo de 3 años se habrá emitido un 45%, 30%, 40%, 60% y 80% del C existente en hojas, ramillas (diámetro <2cm), ramas medias (diámetro 2-7 cm) y gruesas (diámetro >7 cm) y troncos respectivamente.

Tabla 4. Flujo de C hacia la atmosfera en tres años después de la gestión (kg C ha⁻¹, media y error estándar), estimado según tratamiento y tipo de resto.

	Fuste		Hojas		Ramillas		Ramas medias		Ramas gruesas	
<u>Clara tejos</u>										
Parcial	36.5	(4.1)	12.4	(1.2)	39.2	(4.2)	37.5	(4.0)	21.3	(3.8)
Total	30.9	(5.4)	10.7	(1.9)	34.1	(5.9)	33.1	(5.4)	19.9	(3.7)
<u>Clara árboles de fruto</u>										
Parcial	25.9	(5.7)	9.0	(1.8)	27.7	(5.8)	25.0	(4.3)	16.7	(5.5)
Total	28.0	(13.8)	12.4	(6.7)	32.8	(16.1)	20.3	(4.6)	5.4	(1.3)

En nuestra aproximación, el flujo medio estimado para los tres años posteriores a las actuaciones según tratamiento y para el total de fracciones oscilaría entre unos 35 y 50 kg C ha⁻¹ y año (Tabla 4). La diferencia entre clara parcial y total no es significativa debido a la gran variabilidad entre los árboles tratados.

Estos valores son significativamente inferiores a la respiración anual de un suelo forestal, que dependiendo del clima y ecosistema puede oscilar entre 6 y 10 Mg C por ha⁻¹ y año (Giasson et al., 2013; Tang et al, 2005). Considerando que estas últimas estimas incluyen la respiración radicular (entre el 40 y 60 % de la respiración anual del suelo forestal) el flujo de C procedente de los restos representa un aumento de la tasa normal de descomposición de la materia orgánica del 1% (50 kg C ha⁻¹ año⁻¹ vs 5000 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente).

4. Conclusiones

Las gestiones sobre la masa forestal con el fin de mejorar la vitalidad de los tejos o de los árboles productores de fruto evidentemente representan una pérdida de C desde el ecosistema hacia la atmosfera. El efecto sobre el balance de C tiene lugar, principalmente, durante el primer año, como consecuencia de la disminución de la superficie fotosintética y a la descomposición del material fino, hojas y ramillas. La capacidad fotosintética, no obstante, se recupera rápidamente a partir del segundo año por el vigoroso rebrote del sotobosque. El aumento de la pérdida de C hacia la atmosfera por descomposición de los restos depositados en la superficie del suelo, según las estimas realizadas, representan sólo un aumento del flujo de CO₂ procedente de la descomposición “normal” del suelo del orden del 1%. Este aumento se considera nulo al cabo de unos tres años. No obstante, las estimas realizadas indican que la descomposición del material depositado en el suelo representa una pequeña contribución al flujo total de C de un ecosistema forestal. En conclusión, como consecuencia de la tipología de las gestiones especialmente dirigida a la vegetación que directamente incide sobre la competencia del tejo, el efecto global sobre el balance de C se considera poco significativo.

Bibliografía

- Alban, D.H., Pastor, J., 1993. Decomposition of aspen, spruce, and pine boles in two sites in Minnesota. *Can. J. Forest Res.* 23, 1744–1749.
- Berg, B. 1988. Dynamics of nitrogen (^{15}N) in decomposing Scots pine (*Pinus sylvestris*) needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest. IV. *Canadian Journal of Botany* 66: 1539-1546.
- Busse, M.D. 1994. Downed bole-wood decomposition in lodgepole pine forests of central Oregon. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 221-227.
- Erickson, H.E., Edmonds, R.L., Peterson, C.E. 1985. Decomposition of logging residues in Douglas-fir, western hemlock, Pacific silver fir, and ponderosa pine ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 914-921.
- Freschet GT, Weedon JT, Aerts R, van Hal JR, Cornelissen JHC. 2012. Interspecific differences in wood decay rates: insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. *J Ecol* 100:161–70.
- García-Pausas, J., Casals, P. & Romanyà, J., 2004. Litter decomposition and faunal activity in Mediterranean forest soils: Effects of N content and the moss layer. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(6): 989–997.
- Giasson, M.A., et al. 2013. Soil respiration in a northeastern US temperate forest: a 22-year synthesis. *Ecosphere* 4(11):140
- Gough, C.M. et al., 2007. Coarse woody debris and the carbon balance of a north temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 244(1–3): 60–67.
- Graham, R.L., Cromack, Jr, K. 1982. Mass, nutrient content, and decay rate of dead boles in rain forests of Olympic National Park. *Canadian Journal of Forest Research*, 12, 511-521.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Jr., and Cummins, K.W. 2004. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 34: 60–235.
- Kim, C., T. L. Sharik y M. F. Jurgensen. 1996. Canopy cover effects on mass loss, and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management* 80: 13-20.
- Mäkinen H, Hynynen J, Siitonen J, Sieväänen R. 2006. Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland. *Ecol Appl* 16:1865–79.
- Miller, W.E., 1983. Decomposition rates of aspen bole and branch litter. *Forest Sci.* 29, 351–356.
- Montero G, Ruiz-Peinado R, Muñoz M, 2005. Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles. Monografías INIA: Serie Forestal. INIA. Madrid.
- Palmero-Iniesta, M. 2016. Fire behaviour in *Pinus halepensis* thickets: Effects of thinning and woody debris decomposition in different climatic scenarios. Master thesis. Univ. of Lleida.

- Smidt, M. F. y K. J. Puettmann, K. J. 1988. Overstory and understory competition affect underplanted eastern white pine. *Forest Ecology and Management* 105: 137-150.
- Yin, X. 1999. The decay of forest woody debris: numerical modeling and implications based on some 300 data cases from North America. *Oecologia*, 121, 81-98.