



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Los bosques catalanes ven reducida su capacidad de regulación climática, y de provisión de agua y madera

ROCES-DIAZ, J.V.¹, VAYREDA, J.¹, DE CACERES, M.^{1,2}, GARCIA-VALDES, R.^{1,2,3}, BANQUE-CASANOVAS, M.¹, MORAN- ORDÓÑEZ, A.^{1,2}, BROTONS, LI.^{1,2,4}, DE-MIGUEL, S.^{2,5}, MARTINEZ-VILALTA, J.^{1,6}

¹Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF); E08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Catalonia, Spain.

²Joint Research Unit CTFC – AGROTECNIO - CERCA, Ctra. de St. Llorenç de Morunys km 2, E-25280 Solsona, Spain.

³Departamento de Biología, Geología, Física y Química Inorgánica, Universidad Rey Juan Carlos, 28933, Móstoles, Spain

⁴CSIC, Cerdanyola del Vallés, 08193, Spain.

⁵Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal, Universidad de Lleida, Av. Rovira Roure, 191, E-25198 Lleida, Spain.

⁶Universitat Autònoma de Barcelona, E08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès), Catalonia, Spain.

Resumen

En las últimas décadas, los bosques mediterráneos han presentado un nivel decreciente de presión humana directa, así como una mayor exposición a factores de estrés (p.ej. incendios forestales o sequías). Sin embargo, el efecto de estos fenómenos en los servicios que los ecosistemas (SE) proporcionan a la sociedad permanece sin explorar. Hemos empleado una base de datos de 3417 parcelas permanentes del inventario forestal nacional en Cataluña, muestreadas en tres ocasiones entre 1990, 2000 y 2015, para estudiar los cambios recientes en la provisión de SE. Empleando información relativa a la estructura y composición de estos ecosistemas, así como diferentes modelos numéricos, hemos estimado los cambios en cinco servicios ecosistémicos (producción de setas y madera, provisión de agua, secuestro de carbono y mitigación de la erosión). Usando modelos mixtos, hemos relacionado dichos cambios con diferentes variables ambientales. Los resultados muestran una disminución significativa de la provisión de madera y agua, y del secuestro de carbono. Los modelos sugieren que la estructura de las masas forestales ha tenido un papel predominante en los cambios de dichos servicios y un papel poco significativo de las anomalías climáticas y los eventos extremos. En concreto, mayores niveles de área basimétrica se asociaron a reducciones más drásticas en los servicios, mientras que valores elevados de diámetro cuadrático medio de la masa forestal contribuyeron positivamente a los incrementos en los SE.

Palabras clave

Bosques mediterráneos, servicios ecosistémicos, cambio global, inventario forestal nacional, modelos ecológicos.

1. Introducción

Los ecosistemas forestales tienen una gran relevancia global por su extensión (CROWTHER ET AL. 2015), por albergar mucha diversidad biológica (BUTCHART ET AL. 2010), y por los numerosos servicios ecosistémicos (ES) que proporcionan a la sociedad (NINAN & INOUE 2013). Sin embargo, durante las últimas décadas se han visto sometidos a un número creciente de presiones relacionadas con el cambio global, incluyendo factores climáticos y también aspectos relacionados con su uso y gestión (e.g. LI ET AL. 2018). Anomalías climáticas y eventos extremos (como sequías) están produciendo episodios de mortalidad forestal en muchas áreas del mundo (ALLEN ET AL. 2015), lo cual afecta a numerosos SE (ANDEREGG ET AL. 2013). Otras perturbaciones, como los incendios, las plagas, o las enfermedades también tienen efectos notables en la dinámica de los bosques, y por tanto afectan a los SE que éstos proporcionan (THOM & SEIDL 2016).

Los bosques y los SE que proporcionan también se ven afectados por variables relacionadas con el tipo o la intensidad de uso antrópico, las cuales afectan a (por ejemplo) la composición de

especies o la estructura espacial (MINA ET AL. 2017), y por tanto a aspectos relativos a la productividad de biomasa (LIANG ET AL. 2016) o a la capacidad de regular el clima (YUAN ET AL. 2018).

Los bosques mediterráneos y los SE derivados se han visto afectados por el uso humano durante milenios. Sin embargo, en las últimas décadas han mostrado niveles decrecientes de presión directa, incluyendo menores niveles de extracción de madera y leña en muchas zonas. Estas dinámicas se relacionan con otras existentes a nivel de paisaje en el norte de la Cuenca Mediterránea, donde las actividades agro-ganaderas están, desde hace décadas, en claro declive (AMEZTEGUI ET AL. 2010; GAUQUELIN ET AL. 2018). Estos procesos, en combinación con cambios en las condiciones climáticas están conllevando cambios en la distribución de especies y ecosistemas forestales (CERVERA ET AL. 2019), así como en la estructura, niveles de crecimiento y la productividad (RUIZ-BENITO ET AL. 2014). Es por lo tanto necesario, para el desarrollo de prácticas de gestión sostenible, cuantificar las tendencias existentes en la provisión de SE forestales y su relación con las presiones asociadas al cambio global.

2. Objetivos

En este trabajo hemos explorado la dinámica espacio-temporal de cinco SE (producción de madera y setas, provisión de agua, secuestro de carbono y control de la erosión) en las masas forestales catalanas durante los últimos 25 años, así como sus relaciones con las condiciones climáticas, con su variabilidad, con perturbaciones clave, con la estructura de las masas y con los posibles efectos derivados de la gestión forestal pasada.

3. Metodología

El área de estudio de este trabajo fue la Comunidad Autónoma de Cataluña (incluyendo análisis a nivel general y de ecorregión; Figura 1). Como fuente principal de datos, se emplearon las parcelas del inventario forestal nacional (IFN; MAPA 1990-2015) muestreadas en Cataluña en las ediciones 2, 2 y 4 ($n = 3417$ parcelas). En cada una de estas parcelas se estimó, empleando una serie de modelos numéricos previamente desarrollados, el valor de cinco SE al comienzo del periodo de estudio (t_0 , en torno a 1990, durante el muestreo correspondiente al IFN2) y al final (t_1 , en torno a 2015, durante el muestreo correspondiente al IFN4).

Los SE estimados fueron los siguientes (información más detallada sobre su cálculo, así como en relación con las otras variables empleadas y la metodología seguida puede consultarse en el trabajo recientemente publicado: ROCES-DIAZ ET AL. 2021): i) producción de setas comestibles, a partir de modelo de DE-MIGUEL ET AL. (2014) basado en información climática y de la estructura de la masa forestal; ii) producción de madera, a partir del incremento anual en existencias en cada parcela del IFN durante el periodo de estudio; iii) provisión de agua (de escorrentía), estimada como la relación entre el agua exportada (superficial y sub-superficial) y la precipitación anual en cada parcela, a partir del modelo de DE CACERES ET AL. (2015); iv) secuestro de carbono, estimado como la cantidad de carbono secuestrado anualmente por la biomasa arbolada (aérea y subterránea) y de la vegetación acompañante, siguiendo el procedimiento de VAYREDA ET AL. (2012); y v) control de la erosión, estimado como la erosión evitada por la vegetación de cada parcela, empleando una aproximación similar a la de GUERRA ET AL. (2016).

Inicialmente, se analizaron los cambios en los indicadores en el periodo de estudio para el área en general y en las ecoregiones existentes en Cataluña (Figura 1). Además de analizar el cambio en el valor de cada SE entre t_0 y t_1 , se exploró su relación con una serie de variables ambientales independientes. Se seleccionaron 11 variables, con valores de correlación par a par <0.40 , clasificadas en tres tipos (información más detallada en ROCES-DIAZ ET AL. 2021): 1) Gestión forestal

y perturbaciones, incluyendo (a) la existencia de gestión forestal anterior a 1990, o (b) posterior a 2000, (c) existencia de incendios en la parcela después de 1990, y (d) la magnitud de eventos de sequía en la parcela en el periodo 1990-2015 empleando el valor mínimo del índice SPEI (VICENTE-SERRANO ET AL. 2010). 2) Estructura y composición de la masa, incluyendo (e) el tipo de masa (monoespecífica o mixta), el valor en 1990 del (f) área basimétrica o (g) del diámetro cuadrático medio, y (h) el cambio del índice de diversidad de Shannon en el periodo de estudio. 3) Condiciones climáticas y tendencias recientes, incluyendo (i) la precipitación y (j) la temperatura media anual histórica (1961-1989) en la parcela, así como las anomalías (k y h, respectivamente) recientes (1990-2015) de ambas variables respecto al periodo anterior.

Ajustamos modelos lineales mixtos (incluyendo la comarca en la que se encontraba cada parcela como factor aleatorio), incluyendo como variable respuesta el cambio en el valor de cada servicio en el periodo de estudio, empleando el programa estadístico R (R CORE TEAM 2018). En primer lugar, para conocer los patrones regionales, usamos como variables independientes la ecorregión en la que se encontraba cada parcela, así como el tipo de especie dominante (conífera o frondosa) y sus interacciones. En segundo lugar, de cara a conocer la influencia a escala local, usamos las 11 variables descriptoras mencionadas en el párrafo anterior como variables explicativas. Información más detallada sobre la metodología empleada, incluyendo los paquetes estadísticos específicos usados, puede consultarse en ROCES-DIAZ ET AL. (2021).

4. Resultados

Los resultados obtenidos mostraron diferentes dinámicas temporales en los cinco SE forestales analizados (Tabla 1), con diferentes niveles de heterogeneidad espacial (Figura 1). Se detectó una clara reducción en la provisión de agua (-29.7%), producción de madera (-7.1%) y secuestro de carbono (-16.5%). La producción de setas (-1%) y el control de la erosión (+1.4%) no mostraron patrones de cambio consistentes en toda el área durante el periodo de estudio.

Los resultados relativos a los diferentes modelos mixtos ajustados se han resumido en la Figura 2. En los relativo a las diferentes ecorregiones, cabe destacar que, en la producción de setas, la zona interior mostro una reducción generalizada, mientras que en las zonas de costa y de montaña el resultado fue el opuesto. En el caso del control de la erosión, la zona de costa no mostro cambios significativos, mientras que en las otras dos ecorregiones aumentó significativamente. Las masas no mostraron diferencias significativas derivadas del tipo de especie dominante en la masa, a no ser en el caso del control de la erosión, donde las masas de coníferas presentaron una dinámica positiva que no se observó para los planifolios.

En los modelos ajustados a nivel de parcela del IFN con las 11 variables mencionadas en la sección anterior, los dos descriptores que fueron significativos en un mayor número de ocasiones fueron los relacionados con la estructura de las masas: el área basimétrica y el diámetro cuadrático medio. Mientras que la primera estuvo asociada de forma general a dinámicas negativas de los SE (en cuatro casos, exceptuando la provisión de agua) el segundo presento un patrón opuesto, pudiendo asociarse valores elevados del mismo a tendencias positivas de los SE (para producción de madera, secuestro de carbono y control de la erosión). Descriptores relativos a las condiciones climáticas (precipitación anual), al cambio en la diversidad de las especies o a la existencia de gestión forestal o de perturbaciones (incendios) en las parcelas, también fueron significativos en buena parte de los modelos. Finalmente, las variables relativas a condiciones de sequía (SPEI) o a las anomalías climáticas, apenas tuvieron efectos significativos.

5. Discusión

Este trabajo representa uno de los primeros análisis de cambios temporales en SE forestales a nivel de parcela, desarrollado a escala regional e incluyendo diferentes ecorregiones. Nuestros resultados muestran una disminución significativa en los valores de tres de los cinco indicadores estudiados, basados en el uso de una base de datos de tamaño considerable ($n = 3417$), con información derivada de re-muestreos basados en protocolos estandarizados (IFN), y empleando información previamente testada de diferentes modelos numéricos (i.e. DE-MIGUEL ET AL. 2014; DE CÁCERES ET AL. 2015; VAYREDA ET AL. 2012a).

La zona geográfica estudiada ha mostrado un marcado incremento en cobertura forestal desde principios del SXX, condicionado por la regeneración natural en zonas agrícolas abandonadas, así como por uno menor aprovechamiento directo de los montes durante las últimas décadas (AMEZTEGUI ET AL. 2010; CERVERA ET AL. 2019). Estos cambios han propiciado la existencia de masas relativamente jóvenes y densos y con incrementos relevantes en la biomasa (GARCIA-VALDES ET AL. 2013; RUIZ-BENITO ET AL. 2014), y por tanto, con una creciente competencia por los recursos existentes. Los cambios observados en los cinco SE estudiados, con marcadas disminuciones de la producción de madera, la provisión de agua y la capacidad de secuestro de carbono, así como un incremento zonal en la capacidad de control de la erosión, pueden explicarse a partir del desarrollo de las masas durante el periodo de estudio y son, a su vez, coherentes con otros estudios recientes sobre dinámica de las masas ibéricas (ASTIGARRAGA ET AL. 2020). La gestión forestal parece jugar un papel clave en los cambios temporales de los SE. Por un lado, afecta notablemente a variables de estructura de las masas (área basimétrica y diámetro cuadrático medio), que mostraron relaciones significativas en la mayor parte de los modelos ajustados. Por otro, la existencia de actuaciones de gestión en las parcelas estudiadas, también fue significativa en varios de estos modelos. Contrariamente a lo esperado, los efectos de los cambios recientes en el clima y los eventos extremos asociados a éstos (e.g., sequías) han tenido un impacto comparativamente menor en los cambios en la provisión de los SE estudiados.

Estas dinámicas negativas observadas, así como su dependencia de factores específicos que muestran tendencias claras en la zona de estudio (p.ej. incrementos generalizados de área basimétrica), pueden continuar durante las próximas décadas, lo cual puede considerarse preocupante (por ejemplo, en el caso de provisión de agua), en el contexto de emergencia climática actual. Sin embargo, también parecen sugerir el papel clave futuro de medidas de gestión forestal local (que afecten a la estructura y a la competencia de las masas) y de planificación regional, para ayudar a mitigar estas tendencias negativas.

6. Agradecimientos

Financiación: Oficina Catalana de Cambio climático (Proyecto FOREStime), EU FORESTERRA program (INFORMED project), Gobierno de España (CGL2013-46808-R, AGL2015-66001-C3-1-R, CGL2014-59742, CGL2017-89149-C2-2-R, CGL2017-89999-C2-1-R y C2-2-R, and RTI2018-099315-A-I00), y Red ECOMETAS (CGL2014-53840-REDT). JVRD recibió fondos del Gobierno de Asturias y del programa FP7-Marie Curie-COFUND ("Clarín" ACA17-02) y una ayuda Juan de la Cierva incorporación (IJC2019-038826-I). AMO y MC fueron financiados respectivamente con ayudas Juan de la Cierva y Ramón y Cajal (IJCI-2016-30349 y RYC-2012-11109). SDM formó parte del programa Serra-Húnter de la Generalitat de Catalunya. JMV recibió una distinción Academia de ICREA. Agradecemos a su vez la ayuda relativa a la obtención de parte de la información empleada y de su procesado a Sergio Vicente Serrano, Albert Álvarez y Víctor Granda.

7. Bibliografía

- ALLEN, C.D.; BRESHEARS, D.D.; MCDOWELL, N.G. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8), 1-55
- AMÉZTEGUI, A.; BROTONS, L.; COLL, L. 2010. Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Glob Ecol Biogeo*, 19(5), 632-641
- ANDEREGG, W.R.; KANE, J.M.; ANDEREGG, L.D. 2013. Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nat Clim Chan*, 3(1), 30-36
- ASTIGARRAGA, J.; ANDIVIA, E.; ZAVALA, M.A.; ET AL. 2020. Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: increased sensitivity to climate change in Iberian forests. *Glob Chan Biol*, 26(9), 5063-5076.
- BUTCHART, S. H.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; ET AL. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168
- CERVERA, T.; PINO, J.; MARULL, J.; PADRÓ, R.; TELLO, E. 2019. Understanding the long-term dynamics of forest transition: From deforestation to afforestation in a Mediterranean landscape (Catalonia, 1868–2005). *Land Use Poli*, 80, 318-331
- CROWTHER, T.W.; GLICK, H.B.; COVEY, K.R.; BETTIGOLE, C., ET AL. 2015. Mapping tree density at a global scale. *Nature*, 525(7568), 201
- DE CACERES, M.; MARTINEZ-VILALTA, J.; COLL, L.; ET AL. 2015. Coupling a water balance model with forest inventory data to predict drought stress: The role of forest structural changes vs. climate changes. *Agricult For Meteor*, 213, 77–90.
- DE-MIGUEL, S.; BONET, J.A.; PUKKALA, T.; MARTINEZ DE ARAGON, J.; 2014. Impact of forest management intensity on landscape-level mushroom productivity: A regional model-based scenario analysis. *For Ecol Manage*, 330, 218–227.
- GARCÍA-VALDÉS, R.; ZAVALA, M.A.; ARAÚJO, M.B., PURVES, D.W., 2013. Chasing a moving target: Projecting climate change-induced shifts in non-equilibrium tree species distributions. *J Ecol*, 101, 441-453.
- GAUQUELIN, T.; MICHON, G.; JOFFRE, R.; ET AL. 2018. Mediterranean forests, land use and climate change: a social-ecological perspective. *Reg Environ Chan*, 18(3), 623-636.
- GUERRA, C.A.; MAES, J.; GEIJZENDORFFER, I.; METZGER, M.J.; 2016. An assessment of soil erosion prevention by vegetation in Mediterranean Europe: Current trends of ecosystem service provision. *Ecol Indic*, 60, 213-222.
- LI, D.; WU, S.; LIU, L.; ZHANG, Y.; LI, S. 2018. Vulnerability of the global terrestrial ecosystems to climate change. *Glob Chan Biol*, 24(9), 4095-4106.

LIANG, J.; CROWTHER, T. W.; PICARD, N.; ET AL. 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354(6309), aaf8957

MAPA, MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACION. 1990-2015. Inventario Forestal Nacional ediciones 2, 3 y 4. <https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/inventario-forestal-nacional/default.aspx>

MINA, M.; BUGMANN, H.; CORDONNIER, T.; ET AL. 2017. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *J App Ecol*, 54(2), 389-401.

NINAN, K. N.; INOUE, M. 2013. Valuing forest ecosystem services: what we know and what we don't. *Ecol Econ*, 93, 137-149.

R CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

ROCES-DÍAZ, J.V.; VAYREDA, J.; DE CÁCERES, M.; ET AL. 2021. Temporal changes in mediterranean forest ecosystem services are driven by stand development, rather than by climate-related disturbances. *For Ecol Manage*, 480, 118623.

RUIZ-BENITO, P.; MADRIGAL-GONZALEZ, J.; RATCLIFFE, S.; ET AL. 2014. Stand structure and recent climate change constrain stand basal area change in European forests: a comparison across boreal, temperate, and Mediterranean biomes. *Ecosystems*, 17(8), 1439-1454.

THOM, D.; SEIDL, R. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biol Revs*, 91(3), 760-781.

VAYREDA, J.; GRACIA, M.; CANADELL, J.G.; RETANA, J.; 2012. Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in Western Mediterranean. *Ecosystems*, 15(8), 1258-1270.

VICENTE-SERRANO S.M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J.I.; 2010. A Multi-scalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index - SPEI. *J Clim* 23: 1696-1718.

YUAN, Z., WANG, S., ALI, A.; ET AL. 2018. Aboveground carbon storage is driven by functional trait composition and stand structural attributes rather than biodiversity in temperate mixed forests recovering from disturbances. *Ann For Sci*, 75(3), 67.

Tabla 1. Cambios en los valores de los indicadores de los cinco SE forestales entre el comienzo y el final del periodo de estudio, para la zona de estudio general y para las tres ecorregiones.

	General		Costa		Interior		Montana	
SE y unidades de medida	Media	Cambio (%)	Media	Cambio (%)	Media	Cambio (%)	Media	Cambio (%)
Setas kg/ha*año	-0.35	-0.98	1.21	3.84	-4.78	-16.93	1.33	2.47
Madera m3/ha*año	-0.24	-7.08	-0.28	-8.19	-0.36	-14.46	-0.05	-1.27
Agua Ratio	-0.11	-29.73	-0.12	-31.58	-0.12	-37.50	-0.05	-11.90
Carbono t/ha*año	-0.19	-16.52	-0.24	-19.35	0.01	1.67	-0.21	-15.79
Erosión t/ha*año	2.03	1.39	-15.07	-11.00	12.99	20.26	36.98	15.86

Figura 1. Ecorregiones de la zona de estudio, valores iniciales de los cinco SE forestales, y cambios temporales en los mismos durante el periodo de estudio.

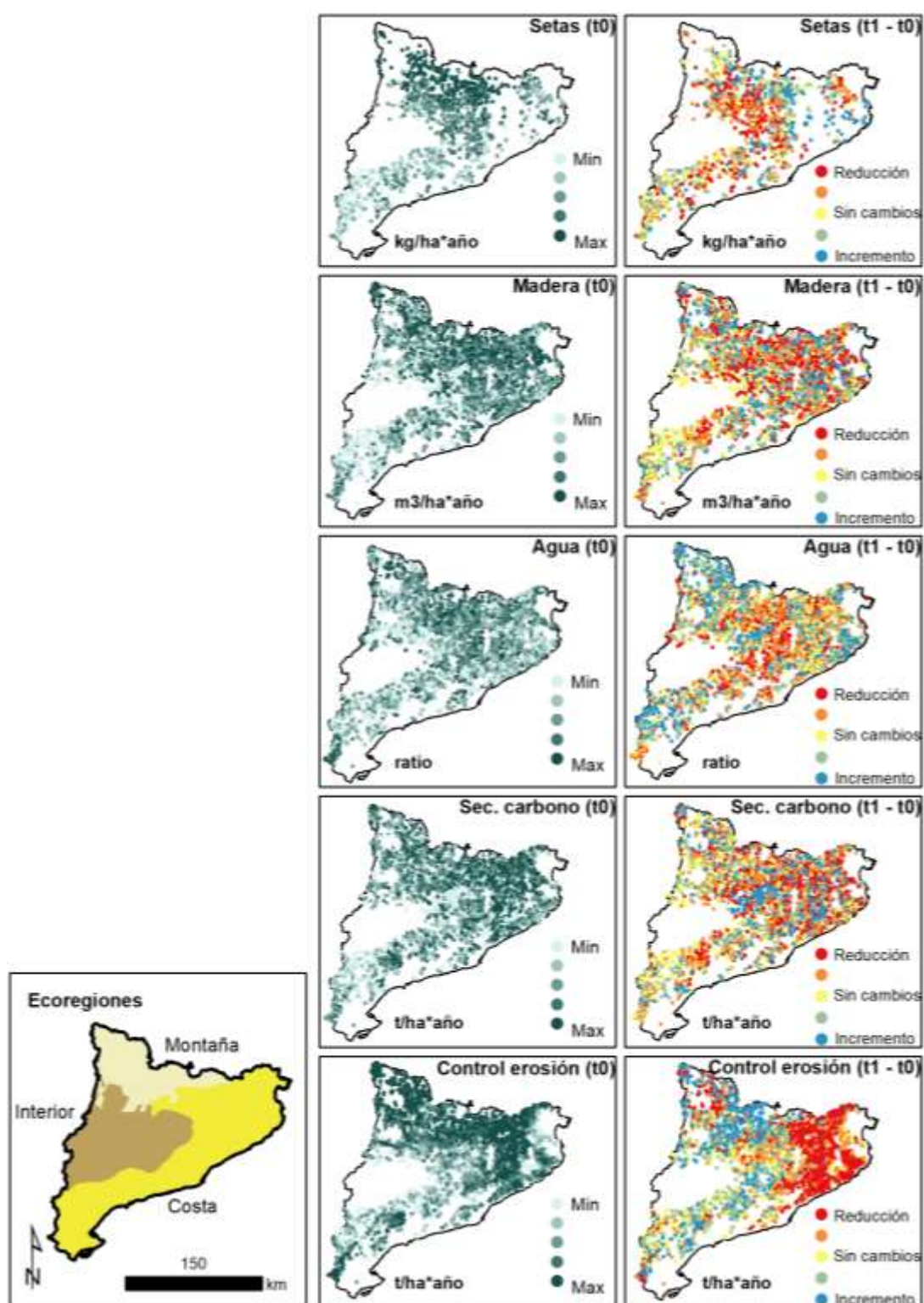


Figura 2. Resumen de los efectos estadísticamente significativos encontrados en los modelos mixtos ajustados. Signos positivos y colores verdes implican efectos positivos, signos negativos y colores rosados, lo contrario. Información más detallada de estos resultados puede consultarse en ROCES-DIAZ ET AL. (2021).

SE	SETAS	MADERA	AGUA	CARBONO	EROSION
Ecorregiones					
Costa	+	-	-	-	
Interior	-	-	-		+
Montaña	+	-	-	-	+
Especie dominante					
Coníferas		-	-	-	+
Frondosas		-	-	-	
Estructura de las masas					
Área basimétrica	-	-	+	-	-
Diámetro medio cuadrático		+	-	+	+
Incremento diversidad	+	+	-	+	+
Tipo de masa (monoespecífica)					
Gestión y perturbaciones					
Existencia de gestión pre 1990			-		+
Existencia de gestión 1990-2015			+	-	
Existencia incendios 1990-2015	-		+	+	-
Condiciones y anomalías climáticas					
Precipitación anual histórica (1960-89)	+	+	-	+	+
Anomalia de precipitación 1990-2015 respecto a histórica			+		
Anomalia de temperatura 1990-2015 respecto a histórica		+	+		-
Magnitud eventos extremos de sequía 1990-2015					