



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

Interacción entre la avispa del castaño (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu.) y otros agentes dañinos del castaño en Galicia

ROMAY RÍO, M.F.¹, CASTEDO DORADO, F.² y LOMBARDERO, M.J. ¹

¹ Unidade de Xestión Ambiental e Forestal Sostible, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Terra Lugo. Rúa Benigno Ledo, S/N, 27002 Lugo, España.

² Grupo de Investigación GEOINCA, Universidad de León, Campus de Ponferrada. Avda. de Astorga s/n. 24401 Ponferrada, León, España.

Resumen

Dryocosmus kuriphilus (Hymenoptera, Cynipidae) es considerado la principal plaga del castaño a nivel mundial. En España se detectó por primera vez en 2012, extendiéndose rápidamente por todas las zonas donde el castaño está presente, causando importantes pérdidas económicas. La entrada de una especie nueva puede influir en la presencia y abundancia de otros organismos viviendo a expensas de la misma planta, lo que podría contribuir a agravar los daños. En este trabajo se han muestreado 16 parcelas con condiciones climáticas similares, pero con distinta edad y altura y con distinto nivel de ataque del insecto. En cada parcela se realizaron revisiones sanitarias en 20 árboles seleccionados al azar, donde se identificaron los insectos y patógenos presentes, asignándoles un nivel de severidad de 0 a 5. Se localizaron 10 especies de insectos y patógenos comunes en la mayoría de las parcelas. La abundancia y severidad de cada organismo se relacionó con el nivel de ataque de la avispa. Los resultados indican que el nivel de ataque de avispa no afecta a la incidencia y severidad de otros hongos o insectos presentes. La especie de hongo *Gnomoniopsis castanea*, se detectó en todas las parcelas de estudio con mayor o menor incidencia pero sin relación con el ataque del insecto.

Palabras clave

Castanea sativa, especies invasoras, interacción de comunidades.

1. Introducción

La intensificación del comercio mundial y el continuo movimiento de material vegetal entre fronteras, ha llevado a un aumento considerable en el establecimiento de poblaciones de especies no autóctonas en prácticamente todas las partes del mundo (ROQUES et al., 2009; AUKEMA et al., 2010; WINGFIELD et al., 2015). Algunas de estas especies pueden alterar y amenazar los ecosistemas nativos y causar pérdidas económicas en los sistemas productivos, llegando a ocasionar efectos devastadores particularmente en los ecosistemas forestales (BONELLO et al., 2020).

Entre las especies invasoras destacan los insectos, tanto por el número de especies como en el impacto causado en las zonas invadidas (KENIS et al., 2009; ROQUES et al., 2009; BROCKERHOFF et al., 2010). Entre los factores que pueden influir en el éxito del establecimiento de una especie invasora están la existencia de un nicho vacío (HERBOLD & MOYLE, 1986; DLUGOSCH et al., 2015); la capacidad del árbol para defenderse frente al organismo contra el que no había estado expuesto (LOMBARDERO et al., 2012; HERMS & MCCULLOUGH, 2014) o la falta de enemigos naturales presentes en el área de introducción (COLAUTTI et al., 2004).

Una vez establecidas en el nuevo ambiente los insectos pueden causar múltiples daños: pérdidas de crecimiento, la muerte directa del arbolado, reducir los servicios ecosistémicos o causar fuertes impactos en la biodiversidad sobre todo de aquellos organismos asociados a la misma planta huésped (LIEBHOLD et al., 1995; BOYD et al., 2013). Asimismo, las especies invasoras pueden tener también otros efectos negativos en las zonas de introducción si pueden actuar como

vectores o facilitar la entrada de otros organismos ajenos a la comunidad que pueden contribuir a aumentar los daños (MEYER et al., 2015).

Dryocosmus kuriphilus Yasumatsu (Hymenoptera, Cynipidae) es un insecto gallícola, considerada hoy en día la plaga más importante del castaño a nivel mundial (EPPO, 2005). El insecto, originario de China, se fue extendiendo a otras zonas del mundo, llegando a Europa en 2002, concretamente al noroeste de Italia (BRUSSINO et al., 2002), a partir de aquí se expandió rápidamente por toda Europa, llegando a España en el 2012 y en el 2014 a Galicia (PÉREZ-OTERO y MANSILLA, 2014). La hembra pone los huevos en las yemas del árbol durante el verano. Los huevos y larvas de primer estadio pasan el invierno en las yemas y en la primavera siguiente se desarrollan las agallas en las hojas, brotes, estípulas y flores. La formación de las agallas interfiere con el desarrollo normal de las estructuras vegetativas y reproductivas del castaño, lo que causa una reducción en la producción de madera y fruto (KATO & HIJII, 1997; BATTISTI et al., 2014; MARCOLIN et al., 2021).

El castaño europeo, *Castanea sativa* Mill. se extiende principalmente por el sur de Europa en bosques naturales y seminaturales, así como en plantaciones y ha sido cultivado para producción de fruto y madera desde muy antiguo (CONEDERA et al., 2004). En España, se distribuye sobre todo por el norte, ocupando una superficie superior a 100.000 ha, de las cuales unas 45.000 ha se encuentran en Galicia (MARM, 2011).

El cultivo del castaño ha sufrido una importante regresión en los dos últimos siglos, debido a la tendencia cada vez menor en su uso cotidiano como fuente de alimentación y por la entrada de enfermedades como la tinta (*Phytophthora cinnamomi* Rands) y posteriormente, el chancro del castaño (*Cryphonectria parasitica* (Murril) Barr). Sin embargo, en los últimos 30 años estamos asistiendo a un incremento de la superficie ocupada por esta especie, en parte debido a la regeneración natural derivada del abandono de las tierras agrarias, pero sobre todo debido a los avances del control de las enfermedades de la tinta y chancro, el desarrollo de la industria de transformación de castaña y la revalorización de ésta para la venta en fresco. Sin embargo, esta recuperación se puede ver afectada por los daños ocasionados por *Dryocosmus kuriphilus*.

Desde la entrada de *D. kuriphilus* en Europa se están describiendo numerosas asociaciones de esta especie con hongos patógenos nativos o introducidos (SEDDAIU et al., 2017; MORALES-RODRÍGUEZ et al., 2021). Se ha llegado a relacionar incluso con una mayor incidencia de *C. parasitica* (MEYER et al., 2015; VANNINI et al., 2018). Algunos autores sugieren que podría convertirse en vector potencial de numerosos hongos y podría facilitar su transmisión entre árboles (MEYER et al., 2015; YANG et al., 2021). En España, FERNÁNDEZ et al. (2018) aislaron 7 especies de hongos diferentes de agallas necróticas de *D. kuriphilus* y MUÑOZ-ADALIA et al. (2019) detectaron 22 especies de hongos que habitaban en hojas y agallas de *C. sativa*, siendo los grupos funcionales mayoritarios hongos endófitos y patógenos oportunistas.

El patógeno que se encuentra más frecuentemente asociado a *D. kuriphilus* es *Gnomoniopsis castanea* G. Tamietti (MEYER et al., 2015; PASCHE et al., 2016) cuya presencia se ha confirmado también en España (TRAPELLO et al., 2018; FERNÁNDEZ et al., 2018; MUÑOZ-ADALIA et al., 2019). Fue detectada por primera vez en Italia en 2009 (MAGRO et al., 2010). Los síntomas asociados a esta especie incluyen pudrición de fruto, formación de pequeños chancros en la corteza del tronco y necrosis de las hojas y agallas afectadas por *D. kuriphilus* (LIONE et al., 2019), aunque los daños más importantes se producen en el fruto postcosecha (VISENTIN et al., 2012; MORALES-RODRÍGUEZ et al., 2021).

Pero también las comunidades de insectos se ven alteradas. El castaño europeo no tenía experiencia previa de ataques de insectos gallícolas y las agallas abandonadas representan un nuevo nicho ecológico donde se han localizado hasta 40 especies distintas de insectos (NIEVES-ALDREY et al., 2019). Asimismo, estudios previos sugieren que los ataques de *D. kuriphilus* parecen afectar negativamente a la presencia de otras especies de insectos viviendo sobre el castaño (TRIYOGO & YASUDA et al., 2013).

Cuando una especie se instala en un ecosistema empieza a interactuar con los miembros de la comunidad; en ocasiones la especie se puede ver favorecida por determinados miembros de la

comunidad agravándose los daños y en otras esa comunidad puede interferir con el éxito de la especie invasora (ELTON, 1958; PASCUAL-ALVARADO et al., 2008; CARLSSON et al., 2011). Es incuestionable que la entrada de *D. kuriphilus* ha alterado las comunidades de organismos asociadas al castaño, pero se conoce muy poco todavía de cómo se producen esas interacciones.

2. Objetivo

El objetivo de este trabajo es evaluar la influencia del nivel de ataque de *Dryocomus kuriphilus* en la presencia y severidad de otros hongos e insectos viviendo sobre los mismos árboles.

3. Metodología

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en Galicia (NO de España). De enero a marzo de 2017, se establecieron 16 parcelas de estudio para el seguimiento de *D. kuriphilus* en masas de *Castanea sativa*. Las parcelas se localizaron en la zona centro de la provincia de Lugo (Figura 1), en un área con condiciones climáticas similares.

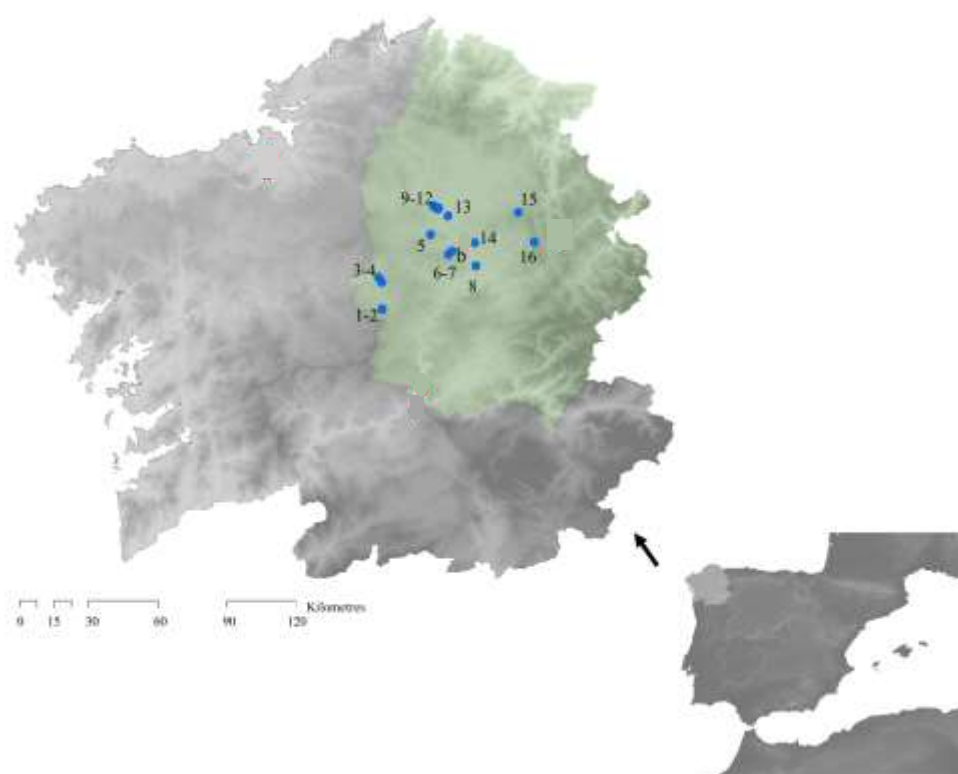


Figura 1. Localización geográfica de las parcelas de estudio. Los números se corresponden con las localidades de la Tabla 1.

Se trata de plantaciones privadas de castaño de tamaño variable y con manejos similares con un doble propósito, la producción de fruto y madera (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las 16 parcelas muestreadas.

N	Parcela	Latitud	Longitud	Elevación (m)	Edad	Altura (m)
1	Verín I	42° 45' 35"	7° 52' 09"	580	20	12
2	Verín II	42° 45' 37"	7° 52' 05"	574	20	14,7
3	Carballal	42° 52' 14"	7° 52' 58"	524	15	11,1
4	Rumín	42° 51' 16"	7° 52' 12"	549	16	12,2
5	Torible	43° 01' 22"	7° 40' 50"	544	21	13,9
6	Calde	42° 57' 09"	7° 36' 40"	571	21	12,6
7	Esperante	42° 57' 51"	7° 35' 51"	520	14	8,4
8	O Corgo	42° 54' 44"	7° 30' 15"	518	9	8,3
9	Uriz I	43° 07' 00"	7° 38' 57"	414	17	13,5
10	Uriz II	43° 06' 51"	7° 39' 02"	407	21	15,5
11	Casa Laranxa	43° 07' 03"	7° 39' 37"	411	21	12,2
12	Gaiosio	43° 07' 33"	7° 40' 10"	403	14	10,1
13	Robra	43° 05' 21"	7° 36' 46"	407	22	14,4
14	Buratai	42° 59' 40"	7° 30' 30"	448	21	13,3
15	Castroverde	43° 06' 04"	7° 20' 18"	534	11	9,3
16	Masoucos	42° 59' 45"	7° 16' 33"	683	16	10,8

Nivel de ataque de *Dryocosmus kuriphilus*

En el verano de 2018 se evaluó el nivel de ataque de *D. kuriphilus* en las parcelas estudiadas. Para ello se seleccionaron 20 árboles al azar por parcela, salvo en algunas parcelas donde no había disponibilidad suficiente de árboles. En total se evaluaron 312 árboles, repartidos en las 16 parcelas. El nivel de ataque de *D. kuriphilus* se evaluó utilizando dos métodos diferentes. En primer lugar se estimó mediante una inspección visual del porcentaje de copa afectado por el insecto y a continuación se le asignó un índice de severidad numérico en una escala de 0 a 5 basada en la abundancia de agallas visibles (Método M1). Esto se hizo porque en algunos casos las copas podrían estar afectadas en un 100 % pero con un nivel de población bajo, y en otras, sin embargo, los ataques se podían concentrar en una determinada zona de la copa (especialmente en árboles con copas en contacto) pero el nivel de población era mucho más alto. El nivel de ataque de la copa se estimó dividiendo el porcentaje de copa afectado por 100 y multiplicándolo por el nivel de severidad (GIL-TAPETADO et al., 2021b).

El segundo método de estimación del nivel de ataque del insecto consistió en seleccionar dos ramas al azar de cada árbol, en las que se localizó la porción de brote que se había desarrollado el verano anterior (2017) en la que se contaron todas las agallas y las yemas presentes en cada brote (para estandarizar el tamaño del brote). A partir de estas variables se calculó el número de agallas/yema (Método M2). Dichas yemas estaban disponibles para que el insecto realizase la puesta durante el período de vuelo de 2018. No se utilizó el brote del año 2018 porque estaba aún en crecimiento en el momento del vuelo del insecto y por tanto el número de yemas totales disponibles en el momento de la puesta, podía ser diferentes al visualizable en el momento del inventario.

Revisión sanitaria

A la par que se estimó el nivel de ataque de *D. kuriphilus* se realizó un inventario de los insectos y hongos presentes en cada uno de los árboles estudiados. En algunas parcelas existían copas que se entrecruzaban, por lo que al no poder inventariarse con absoluta seguridad no se tuvieron en cuenta, haciendo que la muestra final fuese de 243 árboles. La inspección se realizó por

observación directa, usando prismáticos cuando era necesario o cortando ramillos afectados. La identificación se llevó a cabo a nivel de género o especie en los organismos comunes y a nivel de tipo de alimentación para los desconocidos. Para cada insecto o patógeno el mismo observador (MJL) le asignó un nivel de severidad de 0 a 5.

Análisis estadístico

Los niveles de ataque entre parcelas se analizaron con una ANOVA. Se utilizaron análisis de correlaciones para estudiar la relación entre los distintos organismos presentes y las características de la masa (edad y altura media). Para ello, los datos a nivel árbol se agruparon a nivel de parcela, por lo que cada dato, representa la media por parcela de cada organismo o carácter evaluado. Se utilizaron también modelos de regresión lineal para comparar puntualmente el nivel de ataque de *D. kuriphilus* con otros agentes fitófagos en los 243 árboles. Los insectos observados fueron mayoritariamente defoliadores y se encontraban en niveles de poblacionales bajos, por lo que los hemos agrupado para los análisis según su hábito alimenticio (defoliadores, minadores y esqueletizadores). Los análisis se realizaron con el programa JMP (SAS Institute Inc.).

4. Resultados

El nivel de ataque de *D. kuriphilus* (Figura 2) fue significativamente diferente entre parcelas tanto en el examen visual de la copa ($F_{15,290} = 31,27$; $p < 0,0001$), como para el número de agallas por yema ($F_{15,290} = 28,35$; $p < 0,0001$).

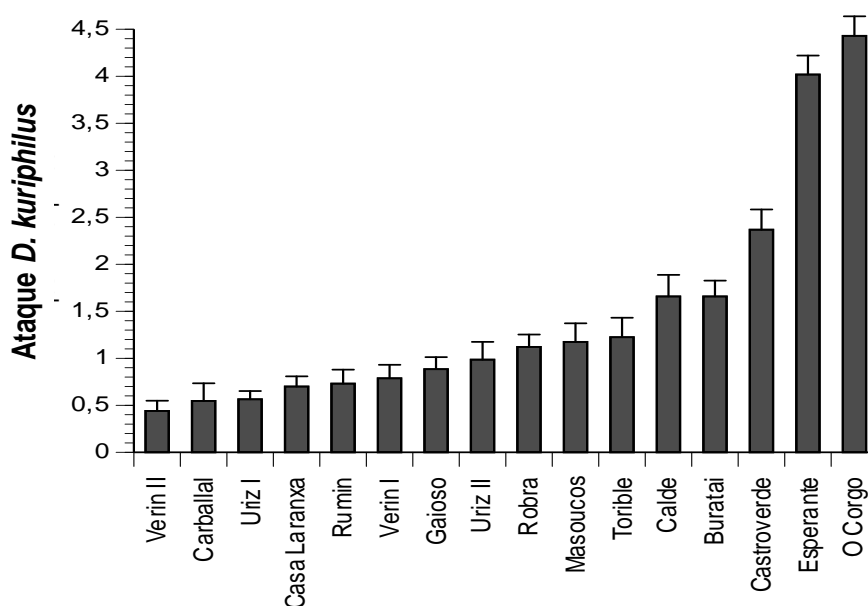


Figura 2. Nivel de ataque de *D. kuriphilus* en las parcelas de estudio estimado a partir del porcentaje de copa dañado y la severidad del daño (Método M1). Media \pm SE.

Inspección sanitaria

En la revisión de los 243 árboles se detectaron 10 especies de insectos y patógenos. Los insectos encontrados se correspondían principalmente con defoliadores. Entre las especies identificadas fueron *Caloptilia alchimiella* (Scolpoli) entre los minadores, *Phalera bucephala* L. y *Elkneria pudibunda* L. entre los defoliadores y al menos dos especies de esqueletizadores no identificados. Se detectó también la presencia ocasional de un insecto succionador (*Lachnus roboris* L.) en una de las parcelas. Las especies de hongos más recurrentes se localizaron en el tronco y las ramas (*Cryphonectria parasitica*) y en las hojas (*Mycosphaerella maculiformis* (Pers.) Starbäck, *Gnomonopsis castanea*, y *Phomopsis* sp.).

El daño producido por los insectos fue evidente en un 16-95 % de los árboles de cada parcela, mientras que en el caso de hongos, el daño observado se situó entre un 18 y un 55 % de los árboles. Asimismo, se encontró que la mayoría de los árboles mostraban daños de al menos un grupo de insectos o un grupo de hongos (97 % y 87 %, respectivamente).

No parecen existir correlaciones importantes entre los organismos estudiados (Tabla 2). Tan solo parece existir una correlación negativa entre insectos minadores y esqueletizadores y entre la presencia de chancro y la de insectos esqueletizadores.

En cuanto a los caracteres de la parcela, la edad está positivamente correlacionada con la incidencia de *Cryphonectria parasitica* y *Mycosphaerella maculiformis* y negativamente correlacionada con el nivel de ataque *D. kuriphilus* (Método M1; Tabla 2). Ambos métodos de evaluación del nivel de ataque de *D. kuriphilus* se encuentran fuertemente correlacionados por lo que los dos métodos pueden ser buenos indicadores de los daños de este insecto.

La presencia y severidad de daños de *D. kuriphilus* no afecta significativamente a ninguno de los organismos presentes, ni hongos ni insectos incluida *G. castanea* ($p = 0,26$).

G. castanea está presente en todas las parcelas estudiadas con un nivel de incidencia que varía entre el 10 % de los árboles de la parcela de O Corgo y el 94 % de los árboles de las parcelas de Buratai y Robra.

Finalmente, en las parcelas estudiadas tampoco se puede observar ningún tipo de relación entre el nivel de ataque del insecto y la incidencia de *Cryphonectria parasitica* ($p = 0,92$).

Tabla 2. Matriz de correlaciones entre los organismos detectados en la parcela y los atributos de las mismas. Cada punto representa la media de cada dato en cada una de las 16 parcelas.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
A. <i>Cryphonectria parasitica</i>	1									
B. <i>Mycosphaerella maculiformis</i>	0,07	1								
C. <i>Gnomonopsis castanea</i>	0,11	0,44	1							
D. <i>Phomopsis</i> sp	0,18	-0,03	0,46	1						
E. Defoliadores	-0,06	0,44	0,27	0,09	1					
F. Minadores	0,36	-0,05	0,10	0,34	-0,01	1				
G. Esqueletizadores	-0,53	-0,21	-0,40	-0,07	-0,23	-0,52	1			
H. Método M1	-0,22	-0,36	-0,12	-0,35	-0,09	-0,35	-0,10	1		
I. Método M2	-0,19	-0,02	-0,07	-0,40	0,05	-0,43	-0,12	0,85	1	
J. Edad	0,66	0,54	0,29	0,12	0,18	0,18	-0,33	-0,57	-0,39	1
K. Altura (m)	0,47	0,46	0,24	0,17	0,11	0,25	-0,11	-0,68	-0,52	0,86

5. Discusión

Los niveles de población *D. kuriphilus* variaron entre parcelas, encontrando valores poblacionales mayores del insecto en las parcelas más próximas a la ciudad de Lugo, lugar donde se hizo la primera detección de *D. kuriphilus* en Galicia (LOMBARDERO y CABALEIRO, 2015). En Galicia se localizan tres zonas iniciales como foco principal de la avispa (PÉREZ-OTERO y MANSILLA, 2014), a partir de las cuales el insecto se fue dispersando rápidamente por todo el territorio, dejando tras de sí un nivel de intensidad de daños de carácter variable (GIL-TAPETADO et al., 2021a). Los niveles de ataque del insecto observados en este estudio son menores en árboles de mayor tamaño. Esto probablemente sea consecuencia de que los datos son del año 2018, cuando la presencia del insecto era aún reciente, ya que la tendencia con el tiempo fue hacia un mayor ataque en árboles más grandes debido probablemente a una progresiva recolonización del árbol por parte del insecto (CASTEDO-DORADO et al., 2021).

Los niveles de ataque de *D. kuriphilus* no parecen condicionar a ninguno de los organismos presentes en los 243 árboles analizados. La presencia de otros insectos viviendo en las hojas no se

ve alterada por los niveles de daños del insecto gallicola; aunque con anterioridad TRIYOGO y YASUDA (2013) sugieren que la presencia del insecto atacando *Castanea crenata* Sieb. et Zucc. afecta negativamente a las poblaciones del áfido *Myzocallis kuricola* Matsumura viviendo sobre la misma especie arbórea al alterar la calidad nutritiva de la planta huésped. Es posible que los bajos niveles de población de los insectos muestreados en este estudio no permitan ver estos efectos o bien que las alteraciones producidas por *D. kuriphilus* en *C. crenata* difieran de las producidas en *C. sativa*.

Los niveles de ataque de *D. kuriphilus* tampoco parecen incidir en el nivel y severidad de daños de los otros hongos patógenos presentes. En nuestras parcelas de estudio no se observa ninguna correlación entre los daños de *D. kuriphilus* y *Cryphonectria parasitica*. MEYER et al. (2015), sugiere una interacción directa entre *D. Kuriphilus* y el chancro del castaño, ya que las agallas abandonadas por la avispa son colonizadas por este hongo por lo que podría convertirse en un potencial facilitador y transmisor del hongo entre árboles. VANNINI et al. (2018) también relaciona el ataque de *D. kuriphilus* a una mayor incidencia de chancro del castaño. Sin embargo, aunque se ha llegado a aislar el hongo de agallas abandonadas del insecto (PÉREZ-SIERRA et al., 2020) no se ha podido confirmar su papel como vector de este (MORALES-RODRÍGUEZ et al., 2019). En ninguno de los árboles estudiados hemos observado presencia de chancro del castaño en ramillos; en todos nuestros árboles los chancros causados por el hongo eran evidentes en el tronco o en ramas gruesas. Tampoco sabemos si un ataque más intenso del insecto que el observado en este estudio, podría causar un debilitamiento generalizado del árbol que pudiese favorecer el establecimiento de *C. parasitica* tal y como sugiere TURCHETTI et al. (2010).

Tampoco hemos encontrado una relación positiva entre los ataques de *D. kuriphilus* y los ocasionados por *Gnomonopsis castanea*, a pesar de ser el hongo que aparece más comúnmente asociado a esta especie (MEYER et al., 2015; PASCHE et al., 2016). Es posible que el insecto participe en la transmisión del hongo de unas parcelas a otras, pero el desarrollo posterior en las mismas probablemente dependa más de las condiciones climáticas locales como sugiere LIONE et al. (2019). De hecho, en nuestro estudio, los niveles de ataque más alto de *G. castanea* se han producido en las parcelas de Robra y Buratai, que se caracterizan por tener árboles maduros de copas grandes y en contacto, lo que probablemente ofrezca condiciones adecuadas para el desarrollo de hongos foliares. Esto es consistente con el hecho de que estas dos parcelas agrupan la mayor concentración de árboles con daños foliares (Buratai: 94 % de los árboles y Robra: 100%) y los niveles de severidad más elevados (Buratai: 2,9 y Robra: 4,1).

La correlación negativa entre esqueletizadores y minadores podría explicarse por el hecho de que ambos comparten el mismo nicho ecológico, sin embargo, los bajos niveles de población de ambos no parecen justificar un problema de competencia entre ellos. No tenemos ninguna explicación para justificar la interacción negativa entre la intensidad de daños causado por *C. parasitica* y los daños de esqueletizadores. Como consecuencia de un ataque de un organismo patógeno, las plantas pueden sufrir cambios físicos, químicos o nutricionales que pueden tener un efecto positivo o negativo en la abundancia, preferencia o comportamientos otras especies que también viven sobre esa planta a través de efectos indirectos mediados por la propia planta (DENNO & KAPLAN 2007; OHGUSHI et al., 2005). Sin embargo, nos inclinamos a pensar que en nuestro estudio esta correlación pueda tratarse de un artefacto estadístico ya que casualmente en la parcela con la mayor severidad de chancro (Casa Laranxa) no se detectó ningún esqueletizador en las hojas.

6. Conclusiones

Los resultados de este trabajo sugieren que, con el nivel de daños de *D. kuriphilus* observados en nuestras parcelas de estudio, la presencia y severidad del insecto no influye en la presencia o severidad de otros organismos viviendo sobre las mismas plantas. Es probable que esta especie haya facilitado la entrada de *G. castanea* a las parcelas estudiadas, ya que no se había detectado la presencia de este hongo con anterioridad en las mismas. Sin embargo, su nivel de ataque no está

condicionando la incidencia de daños de esta especie. Si bien debe tenerse en cuenta que los niveles de ataque del insecto en 2018 en la zona eran todavía bajos, y este ha sido un estudio puntual. Por tanto, se recomienda seguir la evolución de las interacciones del insecto con otros organismos a lo largo de periodos más prolongados de tiempo.

7. Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por FEDER y el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto (AGL2016-76262-R). Diana Blanco, Elva Rico ayudaron en el trabajo de campo.

8. Bibliografía

AUKEMA, J.E., LEUNG, B., KOVACS, K., CHIVERS, C., BRITTON, K. O., ENGLIN, J. et al.; 2011. Economic impacts of non-native forest insects in the continental United States. *PLoS One* 6, e24587.

BATTISTI, A.; BENVIGNÙ, I.; COLOMBARI, F.; HAACK, R.A.; 2014. Invasion by the chestnut gall wasp in Italy causes significant yield loss in *Castanea sativa* nut production. *Agr Forest Entomol* 16, 75-79.

BONELLO, P.; CAMPBELL, F.T.; CIPOLLINI, D.; CONRAD, A.O.; FARINAS, C.; GANDHI, K.J.K., HAIN, F.P., PARRY, D.; SHOWALTER, D.N.; VILLARI, C.; WALLIN, K.F.; 2020. Invasive tree pests devastate ecosystems— a proposed new response framework. *Front For Glob Change* 3, 2.

BOYD, I.L.; FREER-SMITH, P.H.; GILLIGAN, C.A.; GODFRAY, H.C.J.; 2013. The consequence of tree pests and diseases for ecosystem services. *Science* 342, 1235773.

BROCKERHOFF, E. G.; LIERBHOLD, A. M.; RICHARDSON, B.; SUCKLING, D. M.; 2010. Eradication of invasive forest insects: concepts, methods, costs and benefits. *New Zeal J For Sci* 40, S117–S135.

BRUSSINO, G.; BOSIO, G.; BAUDINO, M.; GIORDANO, R.; RAMELLO, F.; MELIKA, G.; 2002. Pericoloso insetto esotico per il castagno europeo. *L'Informatore Agrario*, 58 (37), 59-62.

CARLSSON, N.O.L.; BUSTAMANTE, H.; STRAYER, D.L.; PACE, M.L.; 2011. Biotic resistance on the increase: native predators structure invasive zebra mussel populations. *Freshw Biol* 56, 1630–1637.

CASTEDO-DORADO, F., ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P., CUENCA VALERA, B., LOMBARDERO, M.J.; 2021. Local-scale dispersal patterns and susceptibility to *Dryocosmus kuriphilus* in different *Castanea* species and hybrid clones: insights from a field trial. *New Forest*, 1-20.

COLAUTTI, R.I.; RICCIARDI, A.; GRIGOROVICH, I.A.; MACISAAC, H.J.; 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis?. *Ecol Lett* 7, 721–733.

CONEDERA, M.; KREBS, P.; TINNER, W.; PRADELLA, M.; 2004. The cultivation of *Castanea sativa* (Mill.) in Europe, from its origin to its diffusion on a continental scale. *Veget Hist Archaeobot* 13, 161–179.

DENNO, R. F.; KAPLAN, I.; 2007. Plant-mediated interactions in herbivorous insects: mechanisms, symmetry, and challenging the paradigms of competition past. *Ecological communities: plant mediation in indirect interaction webs*, 19-50.

DLUGOSCH, K.M.; CANG, F.A.; BARKER, B.S.; ANDONIAN, K.; SWOPE, S.M.; RIESEBERG, L.H.; 2015. Evolution of invasiveness through increased resource use in a vacant niche. *Nat Plants* 1, 15066.

ELTON, C.S.; 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Kluwer Academic Publishers, Chicago.

EPPO; 2005. Data sheets on quarantine pests *Dryocosmus kuriphilus*. EPPO Bulletin. 35, 422–424.

FERNÁNDEZ, M.M.; BEZOS, D.; DIEZ, J.J.; 2018. Fungi associated with necrotic galls of *Dryocosmus kuriphilus* (Hymenoptera: Cynipidae) in northern Spain. *Silva Fennica* 52(3), 9905.

GIL-TAPETADO, D.; CASTEDO-DORADO, F.; LOMBARDERO, M.J.; MARTEL, J.; ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P.; 2021a. Spatial propagation and patterns of abundance of *Dryocosmus kuriphilus* throughout an invaded region. *Journal of Applied Entomology*, 145, 10–25.

GIL-TAPETADO, D.; CASTEDO-DORADO, F.; NIEVES-ALDREY, J.L.; LOMBARDERO, M.J.; 2021b. Gall size of *Dryocosmus kuriphilus* limits down-regulation by native parasitoids. *Biol Invasions* 23, 1157–1174.

HERBOLD, B.; MOYLE, P.B.; 1986. Introduced species and vacant niches. *Am Nat* 128, 751–760.

HERMS, D.A.; MCCULLOUGH, D.G.; 2014. Emerald ash borer invasion of North America: history, biology, ecology, impacts, and management. *Annu Rev Entomol* 59, 13–30.

KENIS, M.; AUGER-ROZENBERG, M.; ROQUES, A.; TIMMS, L.; PERE, C.; COCK, M.J.W. et al.; 2009. Ecological effects of invasive alien insects. *Biol Invasions* 11, 21–45.

LIEBHOLD, A.M.; MACDONALD, W.L.; BERGDAHL, D.; MASTRO, V.C.; 1995. Invasion by exotic forest pests: a threat to forest ecosystems. *For. Sci. Monogr.* 30, 1–49.

LIONE, G.; DANTI, R.; FERNANDEZ-CONRADI, P.; FERREIRA-CARDOSO, J.V.; LEFORT, F.; MARQUES, G.; MEYER, J.B.; PROSPERO, S.; RADÓCZ, L.; ROBIN, L.; TURCHETTI, T.; VETTRAINO, A. M.; GONTHIER, P.; 2019. El patógeno emergente del castaño *Gnomoniopsis castaneae*: el desafío de un hongo versátil. *Eur J Plant Pathol* 153, 671–685.

KATO, K.; HIJII, N.; 1997. Effects of gall formation by *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu (Hym, Cynipidae) on the growth of chestnut trees. *J Appl Entomol* 121, 9–15.

LOMBARDERO, M.J.; ALONSO-RODRIGUEZ, M.; ROCA-POSADA, E.P; 2012. Tree insects and pathogens display opposite tendencies to attack native vs. non-native pines. *For Ecol Manag* 281, 121–129.

LOMBARDERO, M.J.; CABAILEIRO, C.; 2015. Primeros resultados del seguimiento de *Dryocosmus kuriphilus* en castaños en Lugo. Libro de resúmenes IX Congreso Nacional de Entomología Aplicada. Valencia, Octubre 2015.

MAGRO, P.; SPERANZA, S.; STACCHIOTTI, M.; MARTIGNOLI, D.; PAPARATTI, B.; 2010. Gnomoniopsis associated with necrosis of leaves and chestnut galls induced by *Dryocosmus kuriphilus*. *Plant Pathology*, 59, 1171-1171.

MARCOLIN, E.; PIVIDORI, M.; COLOMBARI, F.; MANETTI, M.C.; PELLER, F.; CONEDERA, M.; GEHRING, E.; 2021. Impact of the Asian gall wasp (*Dryocosmus kuriphilus*) on the radial growth of the European chestnut (*Castanea sativa*). *J Appl Ecol* 00, 1–13.

MARM; 2011. Cuarto Inventario Forestal Nacional. Comunidad Autónoma de Galicia. Ed. Dirección General del Medio Natural y Política Forestal.

MEYER, J.B.; GALLIEN, L.; PROSPERO, S.; 2015. Interaction between two invasive organisms on the European chestnut: does the chestnut blight fungus benefit from the presence of the gall wasp?, *FEMS Microbiology Ecology*, 91 (11), fiv122.

MORALES-RODRIGUEZ, C.; BASTIANELLI, G.; CACCIA, R.; BEDINI, G.; MASSANTINI, R.; MOSCETTI, R.; VANNINI, A.; 2022. Impact of 'brown rot' caused by *Gnomoniopsis castanea* on chestnut fruits during the post-harvest process: critical phases and proposed solutions. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 102(2), 680-687.

MORALES-RODRÍGUEZ, C.; SFERRAZZA, I.; ALEANDRI, M.; DALLA VALLE, M.; MAZZATTO, T.; SPERANZA, S.; CONTARINO, M.; VANNINI, A.; 2019. Fungal community associated with adults of the chestnut gall wasp *Dryocosmus kuriphilus* after emergence from galls: Taxonomy and functional ecology. *Fungal Biology* 123 (12), 905-912.

MUÑOZ-ADALIA, E.J.; RODRÍGUEZ, D.; CASADO, M.; DIEZ, J.; FERNÁNDEZ M.; 2019. Fungal community of necrotic and healthy galls in chestnut trees colonized by *Dryocosmus kuriphilus* (Hymenoptera, Cynipidae). *iForest* 12, 411-417.

NIEVES-ALDREY, J.L.; RODRÍGUEZ-ROJO, M.P.; GIL-TAPETADO, D.; 2019. Fauna secundaria asociada a las agallas de la avispa del castaño (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu) en España. Libro de resúmenes XI Congreso Nacional de Entomología Aplicada. Madrid 2019.

OHGUSHI, T.; 2005. Indirect interaction webs: herbivore-induced effects through trait change in plants. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 36, 81–105.

PASCHE, S.; CALMIN, G.; AUDESERT, G.; CROVADORE, J.; PELLETERET, P.; MAUCH-MANI, B.; 2016. *Gnomoniopsis smithogilvyi* causes chestnut canker symptoms in *Castanea sativa* shoots in Switzerland. *Fungal Genetics and Biology* 87, 9–21.

PASCUAL-ALVARADO, E.; CUEVAS-REYES, P.; QUESADA, M.; OYAMA, K.; 2008. Interactions between galling insects and leaf-feeding insects: The role of plant phenolic compounds and their possible interference with herbivores. *Journal of Tropical Ecology* 24(3), 329-336.

PÉREZ-OTERO, R.; MANSILLA, J.P.; 2014. El cinípido del castaño *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu, 1951 llega a Galicia (NO de la Península Ibérica). *Arquivos Entomol* 12, 33–36.

PÉREZ-SIERRA, A.; VAN DER LINDE, S.; ROMÓN-OCHOA, P.; JONES, B.; GORTON, C.; 2020. First report of *Cryphonectria parasitica* on abandoned galls of *Dryocosmus kuriphilus* on sweet chestnut in the United Kingdom. *New Disease Reports* 41, 34-34.

ROQUES, A.; RABITSCH, W.; RASPLUS, J.Y.; LOPEZ-VAAMONDE, C.; NENTWIG, W.; KENIS, M.; 2009. Alien terrestrial invertebrates of Europe. In: Handbook of Alien Species in Europe. *Springer* 3, 63–79.

SEDDAIU, S.; CERBONESCHI, A.; SECHI, C.; MELLO, A.; 2017. *Gnomoniopsis castaneae* asociada con agallas de *Dryocosmus kuriphilus* en castaños en Cerdeña (Italia). *iForest* 10, 440–445.

TRAPELLO, E.; FEITO, L.; GONZALEZ, A.J.; 2018. First Report of *Gnomoniopsis castaneae* Causing Canker on Hybrid Plants of *Castanea saliva* x *C. crenata* in Spain Plant Disease 102 (5), 1040-1040.

TRIYOGO, A.; YASUDA, H.; 2013. Effect of host-plant manipulation by a gall-inducing insect on abundance of herbivores on chestnut trees. *Appl Entomol Zool* 48, 345–353.

TURCHETTI, T.; ADDARIO, E.; MARESI, G.; 2010. Situation and evolution of sanitary status in chestnut stands. *Acta Horticulturae* 866, 385-392.

VANNINI, A.; MORALES RODRIGUEZ, C.; ALEANDRI, M. P.; BRUNI, N.; VALLE, M.; MAZZETTO, M.; MARTIGNONI, D.; VETTRAINO, A. M.; 2018. Emerging new crown symptoms on *Castanea sativa* (Mill.): Attempting to model interactions among pests and fungal pathogens. *Fungal Biology* 122 (9), 911-917.

VISENTIN, I.; GENTILE, S.; VALENTINO, D.; GONTHIER, P.; TAMIETTI, G.; CARDINALE, F.; 2012. *Gnomoniopsis castanea* sp. nov. (*Gnomoniaceae*, *Diaporthales*) as the causal agent of nut rot in sweet chestnut. *Journal of Plant Pathology* 94(2), 411-419.

WINGFIELD, M.J.; BROCKERHOFF, E.G.; WINGFIELD, B.D.; SLIPPERS, B.; 2015. Planted forest health: the need for a global strategy. *Science* 349, 832 –836.

YANG, X.H.; LI, X.M.; ZHU, D.H.; ZENG, Y.; ZHAO, L.Q.; 2021. The Diversity and Dynamics of Fungi in *Dryocosmus kuriphilus* Community. *Insects* 12(5), 42