

INFLUENCIA DE LA FORMA DEL BORDE DEL BOSQUE EN LA COLONIZACIÓN DE LEÑOSAS: APLICACIONES EN RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS MINERAS

Ana Inés Milder^{1,2*}, Belén Fernández Santos¹ y Carolina Martínez Ruiz²

¹ Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno, 37071-SALAMANCA (España). *Correo electrónico: anaimilder@yahoo.es

² Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid, 34071-PALENCIA (España)

Resumen

Se analizan las implicaciones ecológicas de la forma del borde entre dos manchas de vegetación con fuerte contraste: vegetación herbácea resultado de la restauración, 15 años atrás, de un antiguo hueco minero de carbón (Guardo, Palencia), y la masa forestal adyacente de roble albar. Para ello se mide la intensidad de colonización de leñosas y las evidencias de ramoneo en 23 transectos, establecidos perpendicularmente al borde bosque-mina y clasificados según su forma (cóncavo, convexo, recto). Se observa que las antiguas minas de carbón son colonizadas desde el borde del bosque por relativamente pocas especies leñosas, cuya intensidad de colonización disminuye con la distancia y difiere según la forma del borde (más intensa en los cóncavos y menos en los convexos). La composición de especies leñosas del borde del bosque no es un buen predictor ni de la intensidad de colonización ni de la composición de especies colonizadoras del área minera (en el bosque predominan *Quercus petraea* y *Rosa canina*, y en la mina *Cytisus scoparius* y *Genista florida*), y la intensidad y frecuencia del ramoneo se concentra en los primeros metros de distancia al borde, siendo mayor en los convexos, al contrario de lo observado por otros autores.

Palabras clave: *Estériles de carbón*, *Expansión del bosque*, *Quercus petraea*, *Ramoneo*

INTRODUCCIÓN

Los bordes que se generan entre distintos ecosistemas o elementos del paisaje afectan a muchos aspectos de su ecología, ya que actúan como membranas que modulan el intercambio de materia y organismos. La permeabilidad determinada por distintos tipos de bordes tiene importantes implicaciones en términos de conservación y regeneración de bosques, así como en el manejo de la vida silvestre (LÓPEZ-

BARRERA, 2004; LÓPEZ-BARRERA et al., 2005). Si se considera que el movimiento de organismos está sujeto a la permeabilidad de los bordes, y que este movimiento puede determinar la movilidad de las semillas, entonces la permeabilidad también puede afectar a la invasión de especies arbóreas y, con ello, a la expansión del bosque a partir del borde (LÓPEZ-BARRERA, 2004).

La forma de los bordes es muy variada (FORMAN & MOORE, 1992) y afecta, sin duda, a los procesos ecológicos y a su dinámica

(FORMAN & MOORE, 1992; FORMAN, 1995). Entre otros aspectos, puede condicionar su expansión o contracción (FORMAN & GODRON, 1986), ya que la forma de una mancha se interdigita con las formas de las manchas adyacentes, lo que provoca interacciones con la orientación de las fuerzas direccionales del paisaje, como son, el viento y la dispersión de las especies desde las áreas fuente. Muchos de estos efectos derivan de la relación existente entre la forma de la mancha de vegetación, las interacciones con la matriz del entorno y el transporte interno de la propia mancha (FORMAN, 1986; FORMAN & GODRON, 1986; HARDT & FORMAN, 1989).

Por tanto, las características de los bordes tienen un gran potencial para ser utilizados en la restauración de espacios degradados. Aprovechando la localización en el paisaje de los ecotonos y la creación de los mismos se puede colaborar con la naturaleza en su propia recuperación (MARTÍN-OVELLEIRO, 2001). Este campo pionero puede ofrecer grandes posibilidades en la conservación del territorio (MURCIA, 1995) y en la gestión de zonas degradadas por la minería del carbón, como sucede en la franja norte de la provincia de Palencia. La información derivada de los estudios sobre la influencia de la forma de los bordes en la colonización de leñosas permitirá a los gestores acelerar la sucesión natural (HARDT & FORMAN, 1989), mediante la manipulación de la forma del borde (articulando concavidades y convexidades) a una escala de tan solo unas decenas de metros.

En este contexto, el objetivo general de este trabajo es evaluar las implicaciones ecológicas de la forma de los bordes entre dos tipos de manchas de vegetación con fuerte contraste; en particular, entre manchas de vegetación herbácea que resultan de la restauración de antiguos huecos mineros de carbón y la masa forestal colindante. Para ello se plantean los siguientes objetivos específicos: (1) conocer cómo afecta la forma del borde (recta, cóncava o convexa) a la distancia e intensidad de colonización de leñosas, identificar las especies responsables y describir su dinámica de expansión; (2) determinar si la composición de especies colonizadoras refleja la composición de las especies del bosque adyacente; y, (3) comprobar si el ramoneo se concentra en la línea de contacto y el

papel que juega en los patrones de colonización de las leñosas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio se sitúa al noroeste de la provincia de Palencia, junto a la villa de Guardo. Es una zona montañosa, con una altitud de 1180 m, ubicada en la cara sur de las últimas elevaciones de la Cordillera Cantábrica, dentro de la cuenca carbonífera de Guardo-Cervera de Pisuerga. Se trata de un antiguo hueco minero restaurado, aproximadamente 15 años antes del muestreo, mediante el rellenado con estériles de carbón procedente de otras explotaciones cercanas, posterior recubrimiento con tierra vegetal, enmendado con estiércol de vacuno e hidrosembrado con una mezcla comercial de gramíneas y leguminosas herbáceas.

Aunque el bosque más representativo en los alrededores es el de *Quercus pyrenaica*, en la zona de estudio predominan los bosques de *Quercus petraea* (roble albar) que son de los bosques españoles más amenazados. El clima es mediterráneo subhúmedo (M.A.P.A., 1991), con 995 mm de precipitación media anual (GÓMEZ-MÍLDER, 2006), más abundante en primavera y otoño, y con sequía estival en julio y agosto. La temperatura media anual es de 9,16°C.

Muestreo

El muestreo diseñado se basa en el utilizado por HARDT & FORMAN (1989) que consiste en seguir transectos de 74 m de longitud que se extienden 63 m dentro del pastizal y 11 en el bosque, establecidos perpendicularmente al borde entre la mina y el robleado. A lo largo del transecto, se establecen 19 inventarios de 2x2 m, centrados a intervalos de 4 m (Figura 1). Los transectos se establecen en cada zona a intervalos de 30 m en las zonas de mayor superficie (zona III; 8 transectos) y a intervalos de 15 m en las zonas más pequeñas (zonas I y II; 6 y 9 transectos, respectivamente). En cada uno de los 23 transectos se tomó nota de la forma del borde bosque-mina, como cóncava (en 5 transectos), convexa (en 4 transectos) o recta (en 14 transectos), suponiendo que un borde convexo es aquel en el que se

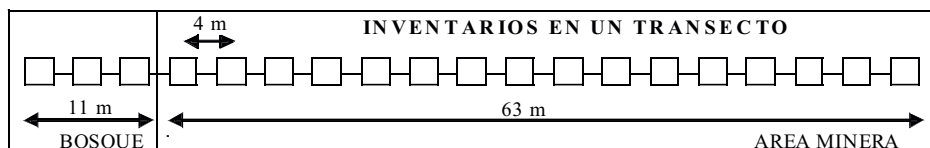


Figura 1. Distribución de los 19 inventarios a lo largo de un transecto

produce una proyección de la vegetación del bosque hacia el pastizal que ocupa la mina, y uno cóncavo aquel en el la vegetación de pasto queda arropada por la vegetación del bosque (Figura 2).

En cada inventario de 2x2 m se tomó nota en otoño de 2005 de todas las especies leñosas presentes, del número total de individuos de cada una y del número de individuos con signos de ramoneo. Se consideran individuos distintos a aquellos individuos que están separados a nivel del suelo (FERNÁNDEZ *et al.*, 1999; 2004).

Tratamiento de datos

Los datos se contrastan mediante ANOVA, regresión y correlaciones (usando los índices de Pearson y Kendall) para destacar las diferencias con significación estadística. Los ANOVA y las correlaciones fueron realizadas con el programa SPSS v.11.5.1. Para ajustar el mejor modelo que describa la influencia de la distancia y del tipo de borde en la intensidad de colonización se utilizó regresión (modelos GLM) en el entorno del programa R (R Development Core Team; <http://www.r-project.org/>).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las 21 especies leñosas encontradas en el estudio, sólo 12 aparecen tanto en el borde del bosque como en la mina, y únicamente 6 de ellas (*Cytisus scoparius*, *Genista florida*, *Quercus petraea*, *Rosa canina*, *Rubus ulmifolius* y *Crataegus monogyna*) con una intensidad de colonización de la mina superior al 2%, por lo que fueron consideradas en el resto de análisis. En particular, *C. scoparius* y *G. florida* representan, respectivamente, el 66,5 y el 18,2% de los individuos colonizadores de la mina, y aparecen con una frecuencia de ocurrencia del 100%. Por tanto, la colonización natural de la zona minera por parte de las leñosas del borde del bosque

resulta más bien escasa, teniendo en cuenta que fue restaurada hace aproximadamente quince años. Se han registrado sólo 12 leñosas colonizadoras frente a las 22 que se registraron en un estudio similar llevado a cabo por HARDT & FORMAN (1989) en minas de carbón restauradas unos 10 años antes, en el este de los Estados Unidos. No obstante, el número de especies leñosas colonizadoras encontrado en este estudio es similar al registrado por VERGEL-OTERO (2002) en una zona próxima de similar edad y trabajando con la mitad de transectos. La escasez de colonización puede ser debida, en parte, a las propias características de las especies, pero también a una baja disponibilidad de nutrientes en el "suelo" (BRADSHAW *et al.*, 1982) o a su escasa profundidad. También el éxito del establecimiento de las especies colonizadoras depende de una buena germinación y de la mortalidad pre-reproductora que, a su vez, están fuertemente condicionados por la variabilidad de los factores abióticos (CANO *et al.*, 2002). Por otro lado, las especies que sí colonizan activamente la mina posiblemente presentan mayor amplitud de nicho (LAWESSON & OKSANEN, 2002), debido a su tolerancia a distintos regímenes de iluminación y a su persistencia bajo sombra profunda como especies leñosas subordinadas en bosques con suelos tanto ricos como pobres (LAWESSON, 1999, 2000).

Para el conjunto de los datos, la intensidad de colonización de leñosas disminuye significativamente con la distancia al borde del bosque (Figura 3), como también han encontrado otros autores (HARDT & FORMAN, 1989; VERGEL-OTERO, 2002), siendo el modelo que mejor se ajusta el lineal. Posiblemente, la explicación está en los límites entre comunidades (ecotonos), que tienen ciertas propiedades (JORDANA *et al.*, 1996) como mayor humedad relativa que en las áreas vecinas, mayor diversidad y riqueza de la fauna edáfica respecto a los biotopos cercanos, mayor actividad biológica que tiene como consecuencia

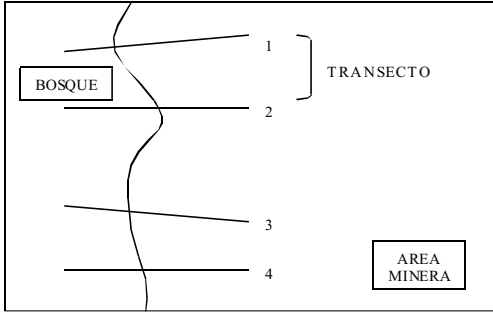


Figura 2. Ejemplo de transectos en borde cóncavo (nº 1), convexo (nº 2) y recto (nº 3 y 4)

mayor degradación de materia orgánica, mayor tasa de formación y estabilización del suelo etc., que hacen que aumente la biomasa y la densidad del matorral en el límite del bosque. Sin embargo, las tendencias difieren según la especie de la que se trate (Figura 4), posiblemente debido a sus mecanismos de expansión (HARDT & FORMAN, 1989). *Q. petraea* (ANOVA: d.f. = 15; F = 11,31; p<0,001) queda relegado a los primeros 5 m de distancia al borde. La colonización de *C. scoparius* aumenta hasta los 13 m para luego descender; esta particular tendencia impide encontrar diferencias estadísticamente significativas en función de la distancia (ANOVA: d.f. = 15; F = 1,23; p=0,25) para esta especie. El resto de especies muestran una suave tendencia descendente desde el borde del bosque, siendo *G. florida* (ANOVA: d.f. = 15; F = 2,68; p<0,001) la cuenta con más presencia en las zonas más alejadas.

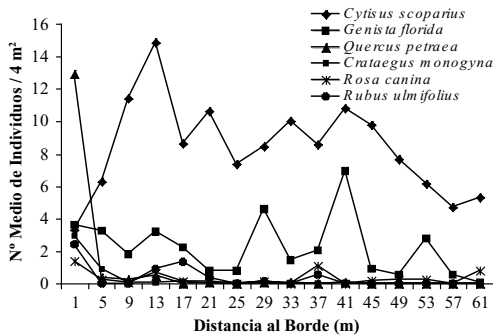


Figura 4. Número medio de individuos/4m² (n = 23) según la distancia al borde del bosque, para cada una de las especies leñosas con intensidad de colonización superior al 2%

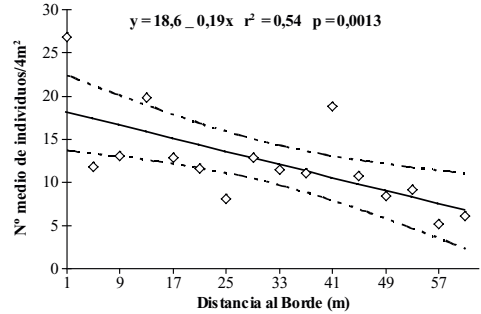


Figura 3. Número medio de individuos/4m² (n = 23) según la distancia al borde del bosque y expresión de mejor ajuste

La intensidad de colonización también difiere según el tipo de borde (Figura 5), siendo más intensa en los cóncavos y menos en los convexos, ocupando los rectos una posición intermedia; resultados que coinciden con los encontrados por HARDT & FORMAN (1989). Posiblemente, esto sea debido a las mejores condiciones microclimáticas en los bordes cóncavos (FORMAN, 1995), mientras que los convexos están expuestos por tres lados a las inclemencias climatológicas. También se observa una tendencia a que la colonización disminuya al aumentar la distancia al borde, habiéndose encontrado significación estadística para los bordes cóncavo y recto, y probablemente significativa para los bordes convexos. El análisis de regresión (Figura 5) muestra como la expresión del mejor ajuste es el modelo lineal en el caso de los bordes cóncavo y recto, mientras que para el borde

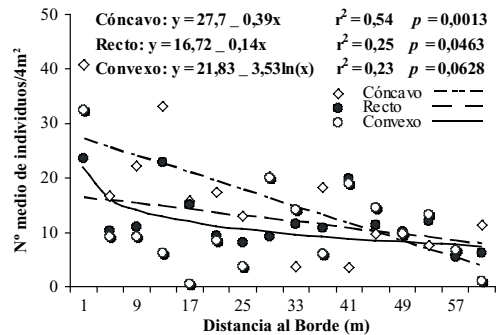


Figura 5. Expresión de mejor ajuste a la tendencia del número medio de individuos/4m² en función de la distancia, para cada tipo de borde

convexo el patrón de colonización de leñosas se ajusta mejor al modelo logarítmico, según el que el descenso inicial de colonización es más marcado en los primeros 5 m.

Curiosamente las especies más abundantes en el borde del bosque (*Q. petraea* y *R. canina*) no fueron las más activas colonizadoras de la mina, mientras que otras como *C. scoparius* y *G. florida*, que no eran especialmente abundantes en la zona de borde, fueron las más activas colonizadoras del área minera. Posiblemente, estos resultados expliquen por qué no se ha encontrado correlación estadísticamente significativa entre la abundancia de las especies colonizadoras en el borde del bosque y el área minera, para ninguna especie particular, ni para el conjunto de ellas. Por un lado, no todas las especies que se encuentran en el borde del bosque están presentes en la zona minera, por lo que la composición de especies del borde del bosque no es un buen predictor de la composición de especies colonizadoras del área minera; conclusión también obtenida por HARDT & FORMAN (1989). Y, por otro lado, no siempre existe una relación significativa estadísticamente entre la abundancia en el borde y la abundancia en la mina, para aquellas especies que sí se encuentran en ambas zonas.

En el interior del bosque las especies que presentan los mayores porcentajes de individuos ramoneados (respecto al total de individuos de dicha especie) son, del roble albar (*Quercus petraea*) con el 97% de los individuos afectados, seguido del arándano (*Vaccinium myrtillus*) con

el 2%. En la mina, sin embargo, son *Q. petraea* (33,13%) y *Crataegus monogyna* (8,16%). Además, en el bosque el 97% de los individuos ramoneados corresponden al roble albar, y en la mina el 67%. La intensidad (Figura 6) y frecuencia (Figura 7) de ramoneo se concentra en los primeros metros de distancia al borde, posiblemente porque los herbívoros tienden a alimentarse en las proximidades del borde (HARDT & FORMAN, 1989), pero es mayor en los bordes convexos y no en los cóncavos, al contrario de lo observado por otros autores (HARDT & FORMAN, 1989; VERGEL-OTERO, 2002).

Como conclusión, se puede decir que la colonización activa de la zona minera es debida relativamente a pocas especies leñosas, que proceden en su mayoría del borde del bosque, y cuya intensidad de colonización disminuye con la distancia y difiere según la forma del borde (más intensa en los cóncavos y menos en los convexos; los restos ocupan una posición intermedia). Por tanto, la plantación de árboles y arbustos a lo largo del límite del bosque-mina para formar concavidades, y acentuar las concavidades inicialmente poco profundas, podrían facilitar la expansión del bosque hacia el área minera desde el borde.

Agradecimientos

Agradecemos a la compañía UMINSA (Unión Minera del Norte, S.A.) por su colabora-

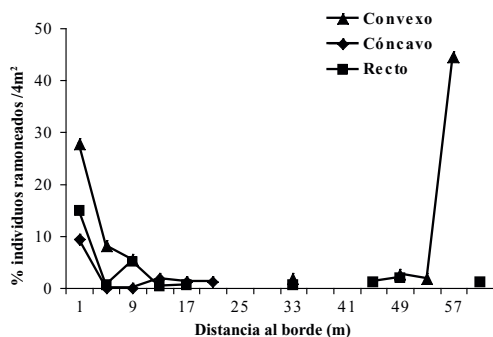


Figura 6. Intensidad de ramoneo según la distancia al límite del bosque para cada tipo de borde

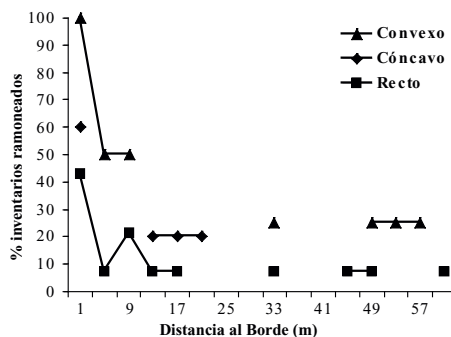


Figura 7. Frecuencia ramoneo según la distancia al borde de bosques para cada tipo de borde. Porcentaje de inventarios con presencia de individuos ramoneados, respecto al total de inventarios muestreados

ción en la selección de la zona de estudio, y a Jesús Gómez Riesco por su ayuda en los muestreos. Este estudio ha sido parcialmente subvencionado por el Proyecto 18I-QCB de la Fundación CajaCírculo.

BIBLIOGRAFÍA

- BRADSHAW, A.D.; MARRS, R.H.; ROBERTS, R.D. & Skeffington, R.A.; 1982. The creation of nitrogen cycles in derelict land. *Philosophical Trans. Royal Soc. London* 296: 557–561.
- CANO, A.; NAVIA, R.; AMEZAGA, I. & MONTALVO, J.; 2002. Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success. *Ecol. Eng.* 18: 489–498.
- FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; GÓMEZ-GUTIÉRREZ, J.M. & MORENO-MARCOS, G.; 1999. Effects of disturbance caused by traditional Spanish land use on the regeneration of *Cytisus scoparius*. *Appl. Veg. Sci.* 2: 239–250.
- FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; GARCÍA, J.A. & PUERTO, A.; 2004. Postfire regeneration in *Cytisus oromediterraneus*: sources of variation and morphology of the below-ground parts. *Acta Oecol.* 26: 149–156.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M.; 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- FORMAN, R.T.T. & MOORE, P.N.; 1992. Theoretical foundations for understanding boundaries. In: A.J. Hansen & F. di Castri (eds.), *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*: 236–258. Springer-Verlag. New York.
- FORMAN, R.T.T.; 1986. Emerging directions in landscape ecology and applications in natural resource management. In: R. Herrmann & T. Bostedt-Craig (eds.), *Proceedings of the Conference on Science in the National Parks* 1: 59–88. US National Park Service and the George Wright Society, Fort Collins, Colorado.
- FORMAN, R.T.T.; 1995. *Land mosaics: the ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- GÓMEZ-MÍLDER, A.I.; 2006. *Influencia de la forma del borde del bosque sobre la colonización de leñosas en áreas mineras restauradas (noroeste de la provincia de Palencia)*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Salamanca. Salamanca
- HARDT, R.A. & FORMAN, R.T.T.; 1989. Boundary Form Effects on Woody Colonization of Reclaimed Surface Mines. *Ecology* 70(5): 1252–1260.
- JORDANA, R.; ARIÑO, A.H.; MORAZA, M.L.; HERNÁNDEZ, M.A.; ARMENDÁRIZ, I.; IMAZ, A. & BELASCOAIN, C.; 1996. *Biodiversity of ecotone pine forest-mediterranean shrubland as a tool against erosion in mediterranean areas*. European Commission, DG XII – D. Contract Ev Sv CT 94 – 0485.
- LAWESSON, J.E.; 1999. *Quercus* forests in the Nordic countries, a preliminary overview. *Annals of Botany (Roma)* 47: 147–158.
- LAWESSON, J.E.; 2000. Danish deciduous forest types. *Plant Ecol.* 151: 199–221.
- LAWESSON, J. E. & OKSANEN, J.; 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *J. Veg. Sci.* 13: 279–290.
- LÓPEZ-BARRERA, F.; 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 1: 55–68. (URL: www.aeet.org/ecosistemas/041/revision1.htm).
- LOPEZ-BARRERA, F.; NEWTON, A. & MANSON, R.; 2005. Edge effects in a tropical montane forest mosaic: experimental tests of post-dispersal acorn removal. *Ecol. Restor.* 20: 31–40.
- M.A.P.A.; 1991. *Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MARTÍN-OVELLEIRO, M.A.; 2001. Aportaciones de estudios sobre fronteras ecológicas a la ciencia de la restauración. *Montes* 66: 45–50.
- MURCIA, C.; 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10(2): 58–62.
- VERGEL-OTERO, I.; 2002. *Influencia de la forma de la línea de contacto entre el bosque y áreas mineras recuperadas sobre la colonización de especies leñosas*. Proyecto Fin de Carrera. Escuela de Ingeniería Técnica Forestal. Universidad de Valladolid. Palencia.