

Material y métodos

Parcelas de estudio y edad de abandono

El primer paso de la selección del área de estudio se basó en los conocimientos previos de la existencia de antiguas dehesas en la zona que habían dejado de ser explotadas en la actualidad. De esta manera, y gracias a fotografías aéreas y a las personas del lugar, pudimos encontrar 17 fincas adehesadas con diferentes edades de abandono. Debido a la imposibilidad de localizar a la mayor parte de los propietarios de dichas explotaciones, fueron los pastores y agricultores de la zona quienes nos proporcionaron los datos del tiempo de abandono de cada finca. Sin embargo, aunque se pudo establecer un rango de edad de abandono, su edad concreta solo pudo ser determinada en aquellas parcelas hace poco tiempo. Así, los resultados que de este estudio se derivan deben ser solo aproximados y tienen que ser utilizados con cautela.

Las parcelas de muestreo se situaron dentro de los límites municipales de Mazarambroz, Menasalbas y Hontanar.

Estructura de tamaños de las poblaciones de encinas

Como consecuencia del largo ciclo vital de la encina (más de 800 años, Ceballos y Ruiz de la Torre 1979), un análisis de la dinámica de regeneración mediante experimentos directos requiere un gran esfuerzo y series de datos durante largo tiempo para poder ser extrapolados a una escala de tiempo relevante para la demografía de la especie. La ausencia de reclutamiento da lugar a "gaps" (huecos) en la estructura de edades de la población de árboles (Silvertown & Lovett-Doust 1993, Sano 1997). Por ello, se utilizó la estructura de tamaños de la población de encinas como un indicador de la regeneración natural, ya que si los factores que están afectando a las tasas de crecimiento de las poblaciones están heterogéneamente distribuidos, es decir, las poblaciones están sometidas a las mismas condiciones ambientales, la estructura de tamaños puede utilizarse como una buena estima de la estructura de edades (Mitchell-Olds 1987, MacDonald & Yin 1999).

Muchos estudios, además, han demostrado la relación entre el tamaño del tronco y la edad de las quercíneas (Jensen and Nielsen 1986, Keeley 1992,b, Panaïotis et al. 1997, Plieninger et al. 2003), por lo que podemos utilizar el diámetro del tronco a la altura del pecho (diameter at breast height (DBH)) como una buena estima de la edad de los árboles y la estructura de tamaños como un indicador de la estructura de edades.

. Se tomaron los datos de los 50 primeros árboles adultos de *Q.ilex* a lo largo de un transecto orientado al azar dentro de la parcela y de longitud variable dependiendo de la densidad de árboles en la finca. Como árboles adultos se consideraron aquellos mayores de 5 cm de DBH (Veblen & Stweart 1980), que poseen edades de entre 10-15 años, y que son árboles reproductivos, productores de bellotas. Los diámetros se midieron usando un calibre.

Efectos del abandono sobre la regeneración

La ausencia crónica de regeneración natural en las dehesas se puede observar en una carencia de árboles jóvenes (Pulido et al. 2001, Plieninger et al. 2003). Por esta razón , usamos la proporción de árboles adultos jóvenes, aquellos con $DBH < 15$ cm, como una estima de la regeneración natural de la población en los últimos 40-50 años (basándonos en la ecuación de Plieninger et al. 2003).

Por otro lado, para determinar si la densidad de árboles adultos inicial influía en la velocidad o capacidad regenerativa de la población, se estimó de manera visual la cobertura de árboles con un $DBH > 15$ cm en 10 subparcelas circulares de 5 m de radio, distribuidas a lo largo del transecto en el que se midió la estructura de tamaños. Estas subparcelas estaban separadas unos 10 metros en las fincas con mayor densidad de arbolado y unos 15 metros en aquellas con menor densidad para abarcar la mayor parte de la superficie del transecto (ya que esta dependió de su longitud, dada una anchura constante). Se tomó la estima de cobertura de árboles con $DBH > 15$ cm, ya que probablemente son aquellos con una edad mayor a la parcela con mayor edad

de abandono (unos 50 años, Fig. 1). Los residuos de la función que resulta de relacionar la proporción de árboles jóvenes a con la edad de abandono se relacionaron a su vez con estas estimas de la cobertura inicial de árboles.

Matorralización y regeneración a corto plazo

Para determinar si el abandono de una dehesa supone un aumento de la cobertura de arbustos, y si ésta cobertura influye en la regeneración de la población, se midió la cobertura de arbustos y la densidad de plántulas en las mismas subparcelas donde se estimó la cobertura de arbolado. Las coberturas se estimaron por especies, ya que algunos arbustos como las leguminosas (*Retama sphaerocarpa*, *Cytisus scoparius*) o el labiérnago (*Phyllirea angustifolia*) se ha demostrado que favorecen la supervivencia de las plántulas de encina, mientras que otros arbustos como *Cistus ladanifer* producen el efecto contrario. (Pulido y Díaz 2005).

Las plántulas de *Quercus ilex* se pueden distinguir con facilidad de los rametes o rebrotes de cepa por las marcas de inserción de los cotiledones, que permanecen hasta unos cuatro años después de la emergencia (pers. obs. y Díaz et al. 1997). Por tanto, la estima de las plántulas que crecen dentro de las subparcelas reflejó el reclutamiento de la población en los últimos 4-5 años. La matorralización de las parcelas se estimó relacionando la cobertura de arbustos y la edad de abandono, mientras el efecto de la cobertura arbustiva sobre el reclutamiento se analizó mediante una regresión múltiple.

Resultados

Las estructuras de tamaños de la población de árboles adultos se aproximaron a una forma “acampanada” en aquellas parcelas que se abandonaron hace poco tiempo. Observando los gráficos podemos ver que aquellas fincas que se dejaron de explotar hace unos 16 años carecen casi completamente de árboles de < 15cm DBH (Fig. 2). Las estructuras de tamaños de Chorlatón II, Quinto Casalgordo, Peradosa, El Batán y Pajar de los

Arrieros (abandonadas desde hace 2, 9, 11, 13 y 16 años, respectivamente) no difirieron significativamente de una distribución normal (Shapiro-Wilk tests; $W=0.96-0.99$; $p=0.110-0.963$). En las poblaciones con un tiempo de abandono de más de 16 años tendían a aproximarse progresivamente a una distribución jotaforme (en forma de "J" invertida), distribución típica de tanto los bosques mediterráneos (Pulido et al. 2001) como de la mayoría de las poblaciones naturales de árboles (Condit et al. 1998). De hecho, todas las distribuciones de las fincas abandonadas hace más de 16 años difirieron significativamente de una distribución normal (Shapiro-Wilk tests; $W=0.59-0.91$; $p=0.000-0.001$).

El cambio de una distribución acampanada a una distribución en forma de J invertida parece ser debido al incremento en la proporción de árboles jóvenes (Fig. 2), como Plieninger et al. (2003) observaron en la cuneta de una carretera. Las proporciones de árboles adultos jóvenes ($DBH < 15\text{cm}$) se relacionaron significativamente con la edad de abandono ($R^2=0.959$; $p < 0.0001$) siguiendo una función de crecimiento logístico ($y=a/(1+\exp^{-((x-x_0)/b)})$; Fig. 3). Los errores estándar de los coeficientes a , x_0 y b fueron 0.038, 2.35 y 0.453, respectivamente. La cobertura de árboles osciló entre un 5 y un 21,5% (10.48% de media; $SE=1.26\%$). La cobertura no se relacionó con la edad de abandono ($r_s=0.235$, $p=0.364$, $n=17$), y los residuos de la función tampoco se relacionaron con la cobertura arbórea ($r_s=-0.339$, $p=0.183$).

La cobertura de arbustos varió entre parcelas de un 0 a un 81.3% (53.19% de media; $SE=6.71\%$). Los arbustos más abundantes fueron *Cistus ladanifer* ($26.81\% \pm 5.92\%$ SE) y *Lavandula stoechas* ($18.74\% \pm 4.43\%$ SE), seguidos por *Cytissus scoparius* ($4.52\% \pm 1.46\%$ SE) y *Rosmarinus officinalis* ($1.91\% \pm 1.10\%$ SE). Otras especies presentes fueron *Thymus mastichina* o *Cistus laurifolius* con coberturas inferiores al 0.5%. La cobertura total se incrementó significativamente con el tiempo transcurrido tras el abandono ($\beta=15.30$; $R^2=0.214$; $p=0.035$), pero no se hallaron diferencias significativas entre las coberturas de las especies dominantes y la edad de abandono ($r=0.414$, 0.235 , -0.025 y 0.481 , $p=0.099$, 0.363 , 0.925 y 0.051 para *Cistus*, *Lavandula*, *Cytissus* and *Rosmarinus*, respectivamente). En cuanto a la regeneración a corto plazo, se obtuvo que el reclutamiento de plántulas fue significativamente mayor en parcelas con mayor cobertura de *Cytissus*

scoparius y mayor cobertura de encinas adultas ($R^2=0.66$; $p=0.047$). Además, se halló un aumento de la cobertura total de arbustos con tiempo transcurrido tras el cese de la explotación de la finca ($R^2=0.26$; $p=0.035$).

Discusión y propuestas de gestión

Muchos estudios han mostrado la falta de regeneración en los sistemas adehesados, pero en muy pocos de ellos se han establecido investigaciones de las que se extraigan propuestas de manejo y gestión para dichos sistemas. Los resultados que de este estudio se derivan demuestran el importante papel de los árboles como especies ingenieras en los ecosistemas. En dehesas, la desaparición de los mismos supondría la pérdida de gran parte de la diversidad existente, así como de la potencialidad económica de la explotación.

La insostenibilidad de estos sistemas es intrínseca a su modelo de explotación, por lo que reducciones de la carga ganadera y/o del aprovechamiento agrario no solucionan el problema de la regeneración, simplemente alargan el tiempo en el que el sistema permanece como tal. Sin embargo, los resultados de este estudio parecen indicar que para el mantenimiento de un "input" de individuos jóvenes a la población de árboles de adultos se requiere la presencia de arbustos nodriza como *Cytisus scoparius*, que generan microhábitats que permiten la germinación de las bellotas y el establecimiento de las plántulas. Su cobertura protege de la intensa sequía de verano (causa del 90% de la mortandad de semillas durante el primer año tras su formación) y de la fuerte radiación solar, que puede ser causa de muchos problemas por fotoinhibición. Además, *Cytisus sp.* pertenece a la familia de las leguminosas, por tanto fija nitrógeno, de manera que crecer bajo su sombra en ambientes pobres en nutrientes supone una ventaja adicional. Los arbustos son escasos en las dehesas en explotación, por tanto, no existen sitios seguros para el establecimiento de nuevas plántulas.

Por otro lado, y aunque en este estudio no se ha examinado, las dehesas son a su vez pobres en cuanto a animales dispersantes, tales como roedores (ratón moruno, *Mus spretus*; lirón careto, *Eliomys quercinus*; ratón de

campo, *Apodemus sylvaticus*) o aves (como arrendajos, *Garrulus glandarius*) se refiere. Esto dificulta aún más el movimiento de bellotas desde el árbol madre, donde la posibilidad de establecimiento de nuevas plántulas es pequeña, hasta lugares apropiados para su germinación. Por tanto, para que estos arbustos puedan colonizar las dehesas, éstas parece que deben dejar de ser explotadas, ya que como hemos mencionado, solo aparecen en aquellas fincas en donde la explotación ha cesado hace un cierto tiempo.

A su vez, cuando una dehesa es abandonada también es colonizada por otro tipo de arbustos tales como jaras, especialmente *Cistus ladanifer*, cuyo efecto sobre el sistema es negativo. Algunos estudios han mostrado como los matorrales de cistáceas reducen considerablemente la radiación incidente sobre el suelo, así como la cantidad de agua disponible. Este hecho hace que bellotas o plántulas que se encuentren bajo un dosel de jaras tengan muy limitado su establecimiento debido a la intensa competencia por el agua y la luz. Por tanto, si queremos que una dehesa recupere su capacidad de regeneración, las actividades de explotación deben cesar, pero su gestión no debe ser abandonada para favorecer de este modo, y de forma activa, el establecimiento de arbustos facilitadores (tales como *Cytisus scoparius*) y evitar o eliminar la colonización de la parcela por arbustos competidores (como *Cistus ladanifer*).

Por otro lado, estudiando la regeneración a largo plazo, mediante la estima de la proporción de árboles adultos jóvenes que se incorporan a la población, podemos observar (fig 3) que tras los primeros años después del cese de las actividades de explotación no se produce un reclutamiento efectivo en la población; esto puede deberse principalmente a que aunque las actividades hayan cesado, muchas de las condiciones ambientales de las dehesas en uso, aún continúan en las dehesas abandonadas hace poco tiempo. Probablemente, el tiempo transcurrido no sea suficiente para que arbustos facilitadores colonicen y establezcan una cobertura suficiente en el lugar. Del mismo modo, especies dispersantes de bellotas aún no serán muy abundantes, y por tanto, las bellotas no pueden ser llevadas a lugares apropiados para su germinación y establecimiento. En torno a unos 15 años

tras el abandono, se produce un aumento exponencial en la población de árboles jóvenes, que continúa hasta los 23 años. Esto puede deberse al establecimiento de unas condiciones ambientales adecuadas que aumentan la supervivencia de las bellotas, plántulas y brinzales. Aproximadamente, a partir de esta fecha, se produce un estancamiento en la población de árboles jóvenes, probablemente porque se alcanzan densidades elevadas de brinzales y arbolillos (en torno al 80% de cobertura) a lo que se añade la formación de un matorral espeso (que ocupa el 70 y 80% de cobertura bajo los árboles). Esto da lugar a una intensa competencia inter- e intraespecífica, de manera que las bellotas y nuevas plántulas tienen muy pocas posibilidades de sobrevivir.

Como conclusión podemos decir que una buena estrategia para la conservación a largo plazo de las dehesas actuales podría ser la rotación de usos dentro de las fincas de mayor tamaño, donde se puedan establecer zonas de aprovechamiento y zonas de exclusión de actividades. El período de rotación sería de unos 20 años, que es el tiempo que necesita la dehesa para recuperar su capacidad regenerativa. Los costes por la pérdida de ingresos, vallado y reapertura de las parcelas podrían ser compensados con subsidios de la Política Agraria Comunitaria. De hecho herramientas similares ya existen dentro de la PAC para otro tipo de sistemas. Los beneficios de esta estrategia serían la regeneración del arbolado y un aumento de la diversidad a escala de paisaje, debido al aumento de la heterogeneidad ambiental (mosaico de boques, matorrales, herbazales, etc.).

Bibliografía

- Ceballos, L., Ruiz, J., 1979. Árboles y arbustos de España Peninsular. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Montes, Madrid.
- Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *American Naturalist* **152**, 495-509.
- Díaz, M., Campos, P., Pulido, F.J., 1997. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. In: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), *Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, San Diego, pp. 178–209.
- MacDonald, S.E., Yin, F.Y., 1999. Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology* **87**, 404-412.
- Mitchell-Olds, T., 1987. Analysis of local variation in plant size. *Ecology* **68**, 82-97.
- Plieninger, T., Pulido, F.J., Konold, W., 2003. Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation* **30**, 61–70.
- Pulido, F.J., Díaz, M. & Hidalgo de Trujos, S., 2001. Size structure and regeneration of Spanish hola oak *Quercus ilex* forests dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management* **146**, 1-13
- Pulido, F.J., Díaz, M., 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *EcoScience* **12**, 92-102.
- Sano, J., 1997. Age and size distribution in a long-term forest dynamics. *Forest Ecology and Management* **92**, 39-44.
- Silvertown, J., Lovett-Doust, L., 1993. *Plant population biology*. Blackwell, Oxford.
- Veblen, T.T., Stewart, G.H., 1980. Comparison of forest structure and regeneration on Bench and Stewart islands, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **3**, 50-68.

Apéndices

Figura 1. Ubicación aproximada de las parcelas de estudio dentro de los límites municipales de Mazarambroz, Menasalbas y Hontanar. Los números corresponden con la edad de abandono de la parcela de estudio a la que representan.

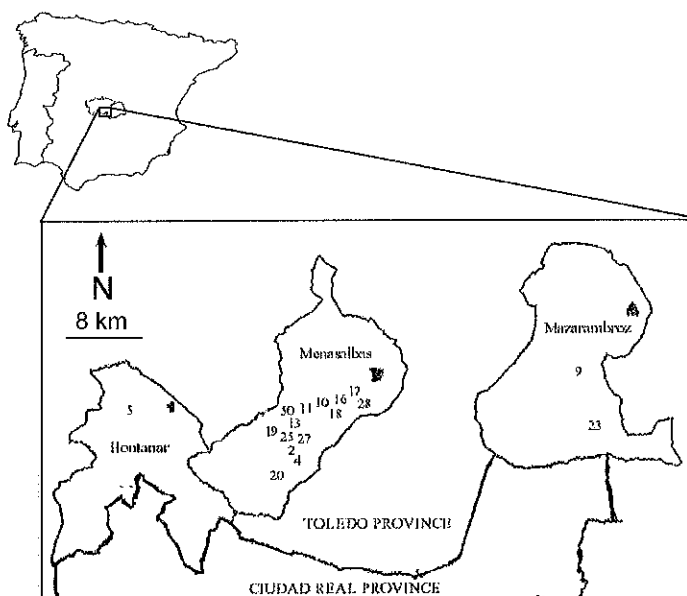


Tabla 1. Características de las diecisiete parcelas de estudio: edad de abandono, área, cobertura arbórea (de *Q. ilex*) y tamaño medio de los árboles.

Fincas	Edad de abandono (años)	Cobertura arbórea (%)	Area de las parcelas (ha)	DBH (cm) media $\pm$ D.S.
Hermosilla	10	7.0	19.63	43.0 $\pm$ 12.9
Valle del Roble	27	5.5	19.48	15.5 $\pm$ 10.1
Chorlatón I	4	6.5	10.41	41.4 $\pm$ 10.1
Chorlatón II	2	5.0	6.55	38.9 $\pm$ 8.7
Los Barreros	20	11.0	26.41	19.9 $\pm$ 16.0
Las Barreras	28	18.5	4.48	13.1 $\pm$ 8.5
Cañada de Jorge	50	6.5	26.59	9.8 $\pm$ 3.8
El Batán	13	21.5	11.44	28.5 $\pm$ 4.5
Peradosa	11	14.1	6.38	30.3 $\pm$ 5.0
Mala Moneda	5	5.0	49.72	39.5 $\pm$ 5.4
El Castañar	23	5.0	26.66*	17.7 $\pm$ 20.3
Valle de la Mina	18	10.2	8.12	20.5 $\pm$ 8.9
Pajar de los Arrieros I	16	14.3	3.95	22.5 $\pm$ 7.4
Pajar de los Arrieros	17	12.2	4.37	20.9 $\pm$ 9.0
Peña Angora I	25	17.5	3.93	13.5 $\pm$ 11.7
Peña Angora II	19	8.3	14.21	25.9 $\pm$ 14.5
Quinto Casalgordo	9	10.0	101.27*	36.6 $\pm$ 9.2

*Parcelas que pertenecen a fincas de mayor tamaño (>1000ha)

Tabla 2. Normalidad

Fincas	Shapiro-Wilk (W)	Significance (p)	Normalidad
Hermosilla	0.94663	0.0248*	Normal
Valle del Roble	0.82725	0.0001***	
Chorlatón I	0.93504	0.0086**	
Chorlatón II	0.98778	0.8812	
Los Barreros	0.82713	0.0000***	
Las Barreras	0.84797	0.0000***	Normal
Cañada de Jorge	0.90986	0.0010***	
El Batán	0.99079	0.9628	Normal
Peradosa	0.96209	0.1088	Normal
Mala Moneda	0.94662	0.0248*	Normal
El Castañar	0.59584	0.0000***	
Valle de la Mina	0.85339	0.0000***	
Pajar de los Arrieros I	0.96233	0.1113	
Pajar de los Arrieros II	0.90236	0.0007***	
Peña Angora I	0.75121	0.0000***	Normal
Peña Angora II	0.90496	0.0007***	
Quinto Casalgordo	0.97183	0.2744	

*p<0.05

**p<0.01

***p<0.001

Figura 2. Estructura de tamaños de las poblaciones de encinas de 17 dehesas abandonadas. Los gráficos están organizados según un orden creciente de edad de abandono. El número entre paréntesis indica el tiempo de abandono en años.

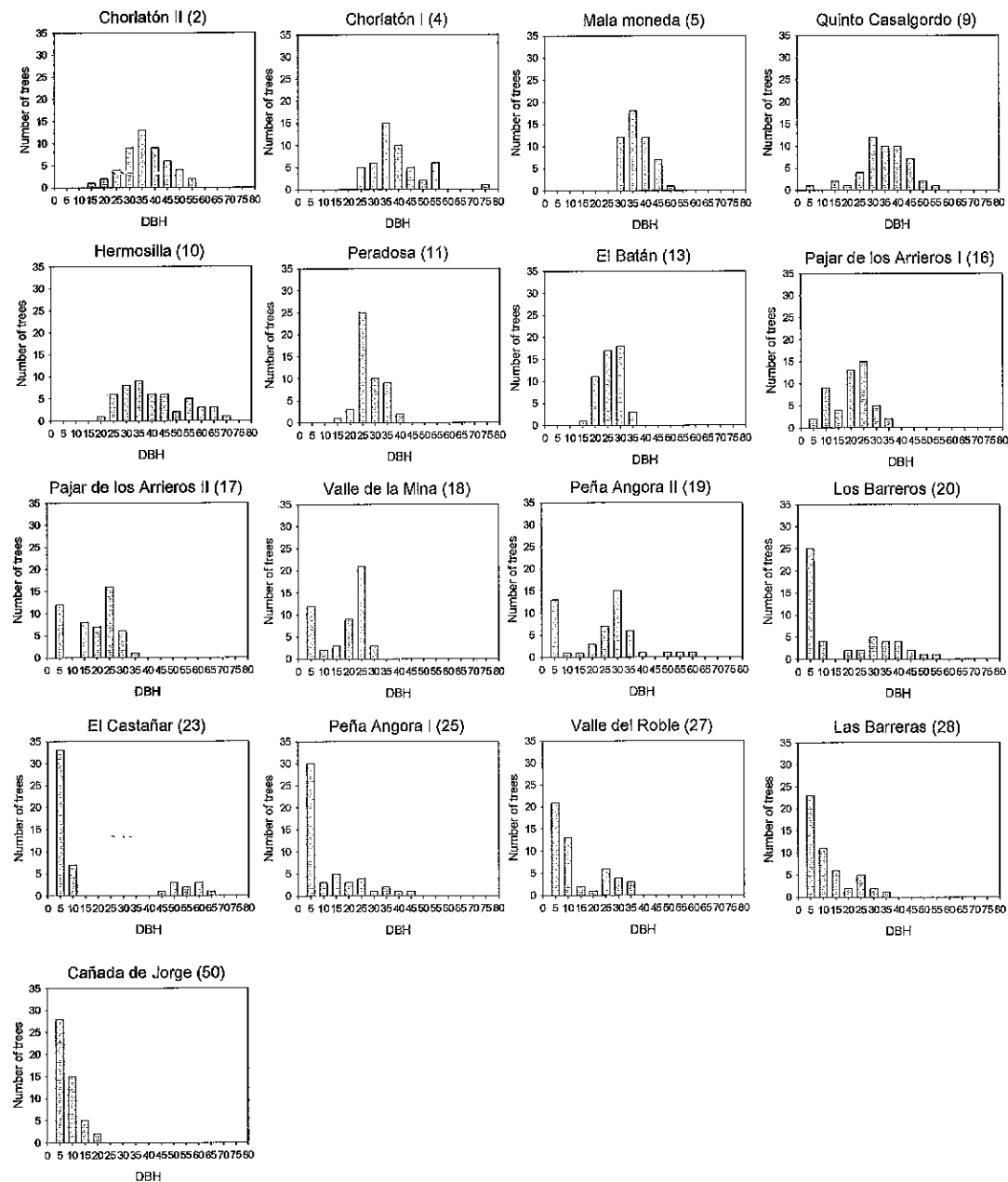


Figura 3. Relación entre edad de abandono y porcentaje de árboles jóvenes en las 17 parcelas de estudio. La curva representa la ecuación:
 $y = 0.7536 / (1 + \exp^{-((x-18.6967)/1.8429)})$ ($R^2=95.92\%$, $n = 17$).

