

CARACTERIZACIÓN DEL GRADIENTE DE HUMEDAD Y SU EFECTO SOBRE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN BOSQUES DE RIBERA

J. IRISARRI CAL; D.MALLO ADÁN & O.MARTÍNEZ TRONCOSO

jade.irisarri@gmail.com, dmallo@alumnos.uvigo.es, oscarmartinezt@alumnos.uvigo.es

Alumnos curso (5º) Biología, Materia: Métodos e técnicas de mostraxe en ecología (2009/2010)
Universidade de Vigo

Profesora: Maruxa Álvarez Jiménez

Resumen: En este trabajo estudiamos la posible existencia de un gradiente de humedad en el eje transversal de un ecosistema fluvial y la repercusión que éste podría generar en la comunidad de plantas leñosas de ribera. A pesar de que se observó un gradiente en la humedad media del suelo de la ribera, éste no pareció afectar a la distribución de la comunidad de plantas leñosas. Sin embargo, observamos una correlación negativa entre la cobertura del árbol autóctono *Quercus robur* L. y el exótico *Robinia pseudoacacia* L., posiblemente debido a competencia entre ambos por el uso del terreno. Por otro lado, la heterogeneidad presente a lo largo del eje longitudinal del río pudo ser atribuida a la ausencia de variación transversal en la vegetación leñosa.

Palabras clave: *Bosque de ribera, plantas leñosas, gradiente de humedad, diversidad, cobertura.*

Resumo: Neste traballo estudamos a posible existencia dun gradiente de humidade no eixo transversal dun ecosistema fluvial así como a repercusión que este podería xerar na comunidade de plantas leñosas da ribeira. A pesar de que se observou un gradiente na humidade media do solo da ribeira, este non pareceu afectar á distribución da comunidade de plantas leñosas. Sen embargo, observamos unha correlación negativa entre a cobertura da árbore autóctona *Quercus robur* L. e a exótica *Robinia pseudoacacia* L., quizais debida á competencia entre ambas polo uso do terreo. Por outra banda, a gran heteroxeneidade presente ó longo do eixo lonxitudinal do río puido ser atribuída á ausencia de variación transversal na vexetación leñosa.

Palabras chave: *Bosque de ribeira, plantas leñosas, gradiente de humidade, diversidade, cobertura.*

INTRODUCCIÓN

Los ríos aportan una fuente de agua tanto a nivel freático como superficial y atmosférico, no sólo por su presencia directa sino también por la evaporación que se produce a partir de ellos. Esto conduce a que los cursos fluviales generen un microclima característico que posibilita la aparición de los denominados bosques de ribera o de galería.

Los bosques de ribera presentan una serie de propiedades fundamentales para el mantenimiento del ecosistema en el que se encuentran. Estabilizan los márgenes del río al interceptar sedimentos y nutrientes con sus raíces, amortiguando la erosión del río y, mediante la retención de nutrientes, ayudan a fertilizar el terreno. Además, estos bosques ofrecen zonas de sombra que mantienen una temperatura e iluminación moderada en el cauce de los ríos, beneficiosa para los organismos que los habitan, y aportan gran cantidad de materia orgánica (hojas, troncos, etc.), que es de vital importancia como recurso energético de los organismos acuáticos. Por lo tanto, estos bosques constituyen zonas de almacenamiento de biomasa a la par que proporcionan refugio, alimento y lugar de cría a múltiples organismos (Welsch, 1991).

Estudios previos sobre los factores que afectan a las comunidades de vegetales que forman parte de los bosques de ribera, han confirmado la relación entre la composición de especies y la humedad del suelo (Adams *et al.*, 1980), la luz (Menges *et al.*, 1983), cambios en el flujo del río (Nilsson *et al.*, 1991; Hupp, 1992) y distancia de éstas al canal fluvial (Nakamura *et al.*, 1997). Por lo tanto, se puede deducir que las característi-

cas del microclima que rodea a los cursos fluviales influyen en la estructura del ecosistema del bosque de ribera (Murcia, 1995; Matlack *et al.*, 1999).

En general, se ha comprobado que estos bosques poseen una mayor diversidad que los ecosistemas colindantes, teniendo a la vez ciertas similitudes con los ecosistemas más diversos del planeta, como es su elevada humedad. En las zonas templadas, estos bosques se componen principalmente de árboles caducifolios, que se distribuyen en franjas paralelas al cauce en función de sus requerimientos hidrológicos y, en ciertos casos, en función de su resistencia a los desbordamientos del caudal. Además, la presencia de unas determinadas especies de arbustos y helechos en el sotobosque también está condicionada fundamentalmente por la iluminación incidente en esta zona.

En las últimas décadas, la diversidad de los bosques de ribera se ha visto muy afectada por la acción del hombre (Hermy *et al.*, 1981) y, en particular, por la introducción de especies alóctonas tropicales o subtropicales que fueron plantadas inicialmente con fines ornamentales. Los propágulos de estas especies se expandieron rápidamente por las riberas de muchos ríos, favorecidas principalmente por la humedad proporcionada por éstos. Las especies alóctonas compiten con la flora autóctona por recursos tales como la luz, el espacio o el agua (Guix *et al.*, 2000), pudiendo llegar a reemplazar a las especies nativas (Groves, 1986; Mooney *et al.*, 1986; Simberloff, 2001). Por lo tanto, la introducción de especies exóticas en los ecosistemas de ribera no sólo cambia el paisaje sino que altera la estructura y funcio-

namiento de éstos, modificando los procesos de regeneración y la dinámica natural de los mismos (Valladares *et al.*, 2004). Por este motivo, es necesario conocer con la mayor profundidad posible la estructura y funcionamiento de estos frágiles e importantes ecosistemas, para así poder conservarlos y prevenir el efecto de la multitud de factores que los desestabilizan, alteran o incluso destruyen, como pueden ser la contaminación de las aguas fluviales, la sobreexplotación fluvial (embalses, consumo), la deforestación y la introducción de especies exóticas.

En el presente estudio se pretende demostrar la existencia de un gradiente de humedad a lo largo del eje transversal de un bosque de ribera de un río templado. Una vez caracterizado dicho gradiente, se estudiará el modo en que éste afecta a la estructura y composición de la comunidad de plantas leñosas, esperando que existan diferencias en la composición de las especies leñosas (en respuesta a la diferente adaptación de las diferentes especies al grado de humedad). Además se espera encontrar una correlación positiva entre la cobertura total, la diversidad de especies leñosas y el aumento de humedad. Por otro lado, se prevé que la presencia de plantas leñosas exóticas genere un desplazamiento en la distribución de las especies autóctonas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se ha realizado en un tramo fluvial localizado en las inmediaciones de la playa fluvial del río Tea "A Freixa" (Pontareas, Pontevedra, Galicia) (UTM: 42° 13' 45.95" N, 8° 27' 54.62" W). Esta zona se

caracteriza por presentar una temperatura media anual de 13,6°C, con una precipitación media anual de 1909 mm y una humedad relativa media del 79% (Agencia Estatal de Meteorología AEMET, estación de Peinador). El Tea es un afluente del río Miño de unos 50 km de longitud, y drena una cuenca de 411 km².

Las especies leñosas más abundantes de la zona son el aliso (*Alnus glutinosa* L.), el sauce (*Salix* sp.), el fresno (*Fraxinus* sp.), el roble (*Quercus robur* L.) y el laurel (*Laurus nobilis* L.). Pero además de la vegetación autóctona, en esta zona también aparecen especies leñosas invasoras, tales como la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia* L.), la acacia negra (*Acacia melanoxylon* R.Br.) y el eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), siendo la primera especie la más representativa en las riberas estudiadas.

Método de muestreo

Para estudiar cambios en la humedad y en la composición de especies leñosas a lo largo del eje transversal del río, se establecieron cuatro transectos al azar de 45 m a lo largo de 100 m del margen del río, encerrando así un área de 0,45 ha. Partiendo del margen del río, cada transecto fue subdividido en tres zonas: baja ('zona A', de 0 a 15 m), media ('zona B', de 15 a 30 m) y alta ('zona C', de 30 a 45 m). En cada una de las zonas se delimitó aleatoriamente una parcela cuadrada de 10x10 m, constituyendo así un muestreo estratificado al azar.

Humedad del suelo y humedad ambiental

La humedad relativa del suelo se obtuvo tras el procesado de muestras de tierra recogidas al azar y a 40 cm de profundidad en cada una de las parcelas delimitadas. Una vez en el laboratorio, se separaron 25 g de

las muestras de suelo recogidas y se dejaron en una estufa a 65°C durante 48 h. Al cabo de ese tiempo las muestras se pesaron y a partir del peso seco obtenido se calculó la humedad relativa del suelo (w) utilizando la siguiente fórmula:

$$w = \frac{\text{Peso húmedo} - \text{Peso seco}}{\text{Peso húmedo}} \cdot 100$$

La humedad ambiental se midió en cada una de las parcelas muestreadas utilizando un higrómetro situado arbitrariamente en cada una de ellas.

Estructura y composición de especies

La abundancia de cada una de las especies de plantas leñosas encontradas en cada parcela se estimó por el método de cobertura, asignándoles un valor numérico en

Intervalo de cobertura	Escala de abundancia
< 1%	0
1%-10%	1
10%-25%	2
25%-50%	3
50%-75%	4
75%-100%	5

Tabla 1. Código utilizado para estimar la abundancia mediante la cobertura.

función del espacio que ocupan en la parcela (Tabla 1).

La abundancia de cada especie arbórea se estableció como el valor medio del intervalo de cobertura, siendo la riqueza el número de especies encontrado en cada unidad de muestreo. En cada parcela también se estimó la diversidad de la comunidad de especies leñosas de ribera utilizando el índice de Shannon-Wiener, siguiendo la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \log_2 p_i$$

Donde H' = diversidad; pi = proporción del número de individuos de la especie con respecto al total; s = número de especies.

Análisis estadístico

Con el fin de comprobar si existían diferencias en la humedad (tanto del suelo como en la ambiental), así como en la distribución de especies entre las 3 zonas establecidas a lo largo del gradiente transversal de la ribera, se realizó un contraste de hipótesis mediante un análisis de varianza (ANOVA de un factor y un test de Tukey). Para ello se utilizó el programa estadístico SPSS (versión 15.0).

Para estudiar si existía alguna relación entre los valores de riqueza, diversidad, cobertura de especies leñosas y la distancia a la orilla del río se llevó a cabo un análisis de correlación. Este mismo tipo de análisis se utilizó para estudiar la relación entre la cobertura arbórea y la humedad del suelo, así como para analizar la posible interacción entre pares de especies. Las correlaciones bivariadas se calcularon mediante el coeficiente de correlación de Pearson (si los datos fueron normales) y el Taub de Kendall (datos no normales), utilizando el programa estadístico SPSS (versión 15.0).

Además, con el fin de analizar la existencia de patrones espaciales en la distribución de las especies leñosas encontradas en cada zona, se realizó un análisis multivariante SIMPER (similarity percentages). Este análisis está basado en una matriz de similitudes creada en a base el índice de similitud de Bray-Curtis. Previo al análisis de similitud, los datos de abundancia de cada una de las especies leñosas encontradas se transformaron (raíz cuadrada), con el fin de reducir el sesgo de los datos. Para representar

gráficamente la similitud encontrada en la distribución espacial de las especies leñosas encontrada en cada zona, se aplicaron técnicas de agrupación de escalamiento multidimensional MDS y jerárquica CLUSTER, observando las similitudes entre las distintas unidades de muestreo. Por último, se aplicó un análisis BIO-ENV el cual permite atribuir los cambios encontrados en la abundancia de las especies leñosas a variaciones en los factores ambientales analizados (humedad ambiental y del suelo). El análisis multivariante fue realizado con el paquete de análisis de datos PRIMER 6 (versión 6.1.5).

RESULTADOS

Se aprecian diferencias significativas en la humedad del suelo entre las 3 zonas de la ribera establecidas (ANOVA, $p < 0,05$). El análisis de comparaciones múltiples mostró que estas diferencias se deben a la existencia de diferencias significativas en la humedad del suelo entre la zona A y C (promedio de humedad relativa de los cuatro transectos = $16,63 \pm 2,07\%$ y $8,58 \pm 1,02\%$ respec-

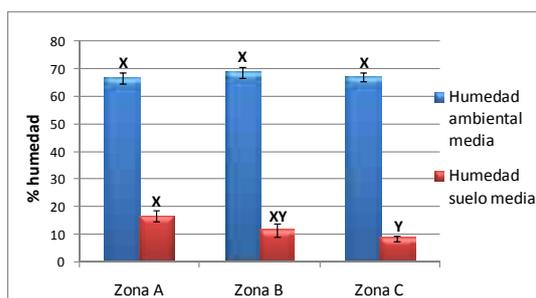


Fig. 1. Variación de humedad (ambiental y del suelo) entre las 3 zonas de la ribera seleccionadas (zona A, cerca del cauce; zona B, intermedia; y zona C, alejada del cauce). Las barras muestran los valores promedio encontrados para cada zona ($n = 4$) y su correspondiente error estándar (± 1). Las letras X e Y indican zonas de estudio significativamente diferentes; una combinación de ambas indica que no existen diferencias significativas (en base al análisis ANOVA).

tivamente), siendo la zona B un área intermedia ($11,39 \pm 2,26\%$) (Fig. 1).

Además, el contenido de humedad del suelo descende a medida que se incrementa la distancia al cauce del río, existiendo por lo tanto una correlación lineal negativa entre ambas variables ($r^2 = 0,97$, $p < 0,05$) (Fig. 2). En cuanto a la humedad ambiental, ésta es similar en todas las zonas, no existiendo diferencias significativas entre ellas (ANOVA, $p > 0,05$) a pesar de que fue ligeramente superior en la zona B ($68,75 \pm 1,93\%$) que en la zona A y C ($66,75 \pm 1,97\%$ y $67 \pm 1,68\%$, respectivamente) (Fig.2).

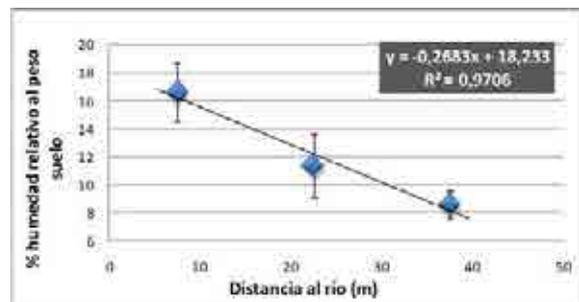


Fig. 2. Relación entre la variación de humedad del suelo (porcentaje) y la distancia al río. Los puntos muestran los valores promedio encontrados para cada zona ($n=4$) y su correspondiente error estándar (± 1).

En contra de lo esperado, no hubo diferencias significativas en la distribución de las especies vegetales leñosas entre las 3 zonas de estudio (ANOVA, $p < 0,05$). Sin embargo, se observó que en las diferentes zonas de estudio se encontraban una serie de especies leñosas dominantes (cobertura mayor del 40% en todas las parcelas) que son las que determinan, en mayor medida, su composición (Fig. 3). Así en la zona A, más cercana al cauce del río, se puede apreciar como *Q. robur*, *Hedera hélix* L. y *Rubus ulmifolius* son las especies con mayor cobertura. En la zona B *Q. robur* y *H. helix* ocupan la mayor extensión, observán-

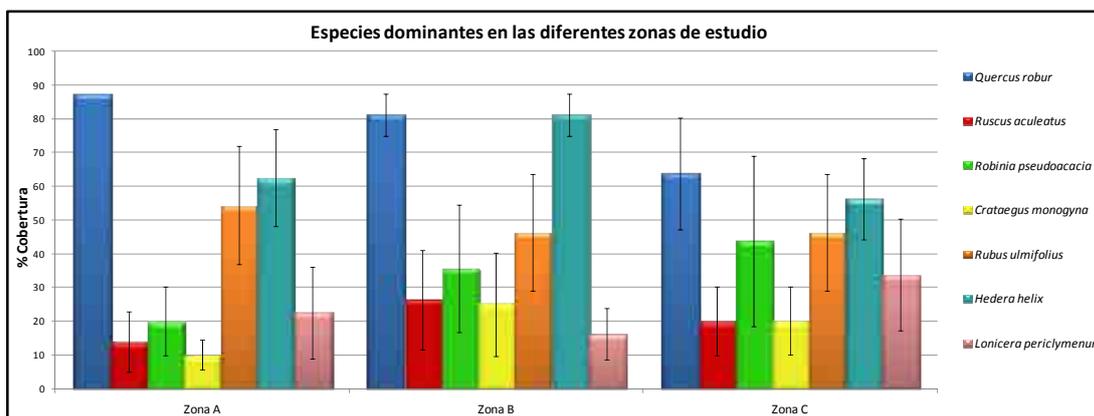


Fig. 3 Distribución de la cobertura de las especies leñosas dominantes en cada una de las 3 zonas de la ribera identificadas (zona A, cerca del cauce; zona B, intermedia; y zona C, alejada del cauce). Se muestran los valores de cobertura promedio de cada una de las especies dominantes encontradas en cada zona (n = 4) y su correspondiente error estándar (± 1).

dose, además, una tendencia a equipararse el porcentaje de cobertura entre todas las especies presentes. Finalmente, en la zona C, no se puede hablar de la existencia de especies leñosas dominantes ya que las coberturas de las distintas especies son similares (Fig. 3). Estos datos fueron reforzados con los resultados obtenidos mediante el análisis SIMPER.

Centrándose en la distribución de las especies más abundantes, se observó que *Q. robur* tiene una tendencia a reducir su cobertura conforme aumenta la distancia al río y que esta distribución resultó ser antagónica a la de *R. pseudoacacia*, la cual aumenta su abundancia a medida que nos alejamos del río (Fig. 3). En el caso de *R. ulmifolius* no se aprecia ningún tipo de tendencia en

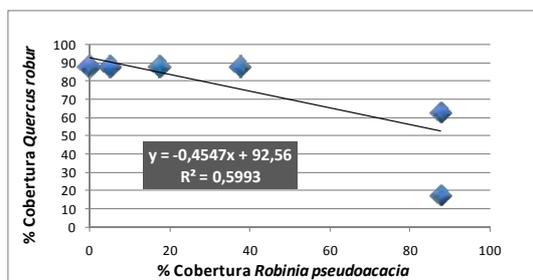


Fig. 4. Relación entre la cobertura de *Q. robur* y la cobertura de *R. pseudoacacia*. Se muestran los valores de cobertura de cada especie en cada unidad de muestreo.

su distribución entre las diferentes zonas, en las cuales su cobertura es prácticamente la misma. Por último, *H. helix* presenta su mayor cobertura en la zona media (B), siendo los valores de las zonas baja (A) y alta (C) similares (Fig. 3).

Entre las diferentes correlaciones por pares de especies analizadas, únicamente observamos una correlación lineal significativa

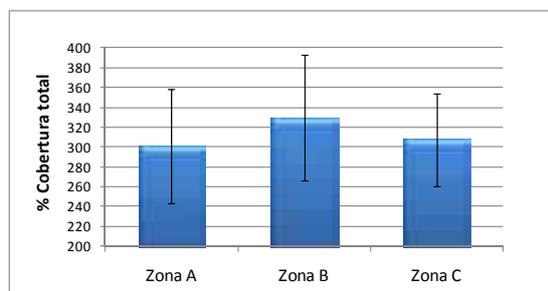


Fig. 5. Cobertura total promedio de las especies leñosas en las diferentes zonas de estudio. Se muestran los valores de cobertura promedio en cada zona (n = 4) y su correspondiente error estándar (± 1).

entre el porcentaje de cobertura de *Q. robur* y el de *R. pseudoacacia*, siendo esta correlación negativa ($r^2 = 0,56$, $p < 0,05$) (Fig.4).

En lo que se refiere a la cobertura vegetal no se han observado diferencias significativas entre las diferentes zonas (ANOVA, $p < 0.05$), aunque si una tendencia a aumentar en la zona central (siendo los valores de

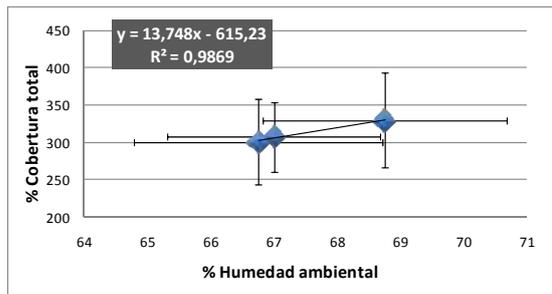


Fig. 6. Relación entre la cobertura total de las especies leñosas y la humedad ambiental. Se muestran los valores de cobertura total promedio en cada zona (n=4) y su correspondiente error estándar (± 1).

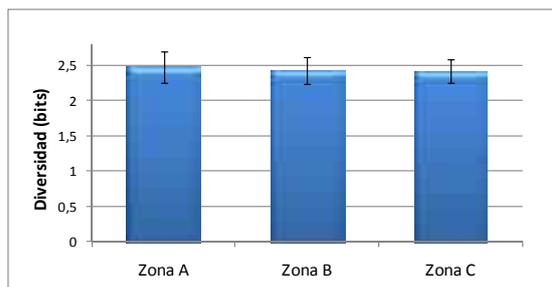


Fig. 7. Diversidad promedio de las especies leñosas en las diferentes zonas de estudio. Se muestran los valores de diversidad promedio en cada zona (n=4) y su correspondiente error estándar (± 1).

cobertura igual a $300,88 \pm 57,28\%$ para la zona A, $329,75 \pm 63,21\%$ para la zona B, y $307,75 \pm 46,63\%$ para la C) (Fig. 5).

Además, se observó una correlación lineal positiva marginalmente significativa ($r^2 = 0,99$, $p = 0,06$) entre la cobertura total de las especies leñosas de la ribera y la humedad ambiental (Fig. 6).

Tanto la diversidad como la riqueza mostraron una reducción a medida que se incrementa la distancia al río, aunque este patrón no fue significativo ($r^2 = 0,87$, $r^2 = 0,75$, $p > 0,05$; figuras no mostradas). Esta reducción fue prácticamente inapreciable en el caso de la diversidad, siendo de $2,48 \pm 0,22$ bits para la zona A, $2,43 \pm 0,19$ bits para la zona B, y $2,42 \pm 0,16$ bits para la zona C (Fig. 7).

El patrón de reducción de la riqueza conforme se incrementa la distancia transversal al río fue un poco más acusada siendo de

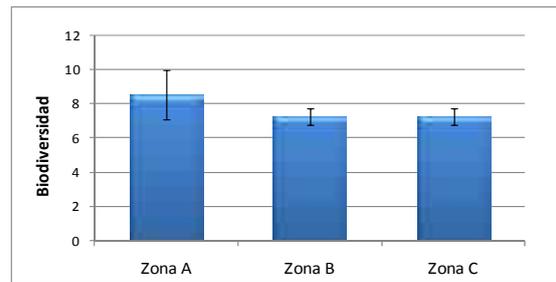


Fig. 8. Riqueza promedio de las especies leñosas en las diferentes zonas de estudio. Se muestran los valores de biodiversidad promedio en cada zona (n=4) y su correspondiente error estándar (± 1).

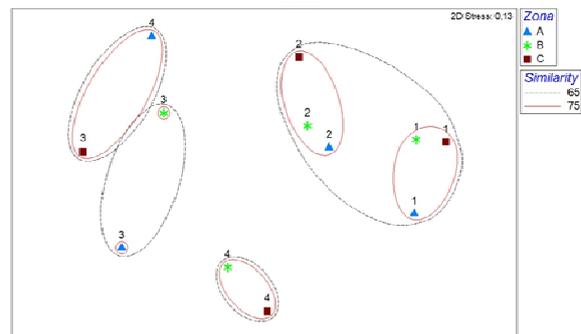


Fig. 9. Ordenación MDS, agrupando los datos de los distintos transectos (del 1 al 4) en función de los resultados del análisis CLUSTER, al 65 y 75% de similitud. Las diferentes zonas están identificadas con un icono y color específico, los transectos se indican con su número correspondiente.

$8,5 \pm 1,4$ especies para las zona A, $7,2 \pm 0,5$ especies para las zona B, y $7,2 \pm 0,5$ especies para la zona C (Fig. 8). Además, las diferencias observadas en estos parámetros entre las 3 zonas no fueron significativas (ANOVA, $p > 0,05$) (Figs. 7 y 8).

El análisis de similitud (SIMPER) mostró que hay una mayor similitud en la composición de las especies leñosas entre los transectos seleccionados que entre las 3 zonas de estudio. Esta distribución se corrobora con los análisis CLUSTER y MDS (Fig. 9).

Finalmente, el análisis BIO-ENV mostró una baja correlación entre la distribución de las especies leñosas de la ribera estudiada y la humedad, tanto del suelo ($r^2 = 0,021$) como la ambiental ($r^2 = 0,126$), así como por

el efecto conjunto de ambos valores de humedad ($r^2 = 0,058$).

DISCUSIÓN

Tal y como se ha demostrado en un gran número de estudios (e.g., Adams *et al.*, 1980), pudimos confirmar la presencia de un gradiente decreciente de humedad del suelo a lo largo del eje transversal del bosque, verificando la primera hipótesis enunciada en este trabajo. El hecho de que estas diferencias sólo afectasen a las zonas más separadas entre sí (zona A, situada en los 15 primeros metros y zona C, situada en el tramo de ribera comprendido entre los 30 y los 45 m) podría indicar la necesidad de realizar transectos de mayor longitud con el fin de encontrar un gradiente más marcado en la humedad relativa del suelo.

Dicho efecto podría explicar el hecho de que no se hayan encontrado diferencias significativas en la humedad ambiental entre las 3 zonas. Sin embargo, la ausencia de un patrón de humedad ambiental a lo largo del gradiente transversal del río también podría estar provocado por la excesiva humedad ambiental presente el día del muestreo, en parte debida a la climatología, la época del año e incluso la temprana hora a la que se realizó el estudio (entre las 9 y las 13 h). Sin embargo, la correlación positiva observada entre el promedio de la cobertura total arbórea y la humedad ambiental podría indicar que es más importante la capacidad de atrapar y mantener la humedad existente (capacidad ofrecida por la cobertura al reducir la evaporación y la renovación del aire) que la cantidad de agua presente (humedad del suelo, inversamente proporcional a la distancia con el río) (Dan Moore *et al.*, 2005).

Por otro lado, la correlación lineal negativa encontrada entre las abundancias de *Q. robur* y *R. pseudoacacia* podría ser debida a una competencia entre las dos especies por el espacio y los recursos. *R. pseudoacacia* es una especie exótica invasora introducida en el siglo XVIII en la Península Ibérica. Su sistema radicular sumamente complejo le proporciona gran capacidad de rebrote para la reproducción vegetativa, además de formar micorrizas para fijar nitrógeno atmosférico, obteniendo así una ventaja adaptativa capaz de desplazar a otras especies pioneras como *Q. robur*. Asimismo, también genera fenómenos de competencia por polinizadores con las plantas nativas (GEIB, 2006).

Atendiendo a la segunda hipótesis formulada en este estudio, se pudo observar que los parámetros que caracterizan la estructura del ecosistema de ribera estudiado (diversidad, riqueza y cobertura) no presentaron diferencias significativas entre las diferentes zonas, ni correlación alguna con la distancia al río o humedad (a excepción de la cobertura), siendo una posible explicación la ya dada para la humedad (selección de transectos excesivamente cortos), o una simple muestra de la realidad de las características del ecosistema propio del bosque de ribera estudiado. Además, aunque la relación entre la humedad ambiental y la cobertura total media fue significativa, el diseño experimental no permite discriminar si se trata de una relación causa-efecto, para la cual tendría que incrementarse el número de transectos estudiados.

Es interesante destacar la ausencia de una relación significativa entre distancia al río y los valores de diversidad y riqueza, las cua-

les, al igual que ocurría entre la relación de estos parámetros y los valores de humedad, podrían estar reflejando la gran desviación que presentan los datos. De hecho, los análisis SIMPER, MDS y CLUSTER demostraron que existía una mayor heterogeneidad entre los distintos transectos que entre las zonas. Del mismo modo, el análisis BIO-ENV indicó que la estructura de la comunidad de plantas leñosas del bosque de ribera no podía explicarse por los valores de humedad.

La cercanía del tramo fluvial estudiado a un núcleo urbano, la presencia de una playa fluvial aguas arriba del tramo, la presencia de especies exóticas invasoras pueden haber sido las causas de la heterogeneización del área de muestreo. Además, durante la realización de este estudio se observaron indicios de un desbroce reciente en el área; esta actividad altera las propiedades físicas elementales de éste (Colley *et al.*, 2000) rompiendo su sucesión natural. Todos estos factores, unidos a la necesidad de una mayor replicación y la extensión del estudio a otras áreas, pueden haber influido a la hora de alcanzar conclusiones firmes.

CONCLUSIONES

- La humedad del suelo del bosque de ribera estudiado disminuyó a medida que aumentó la distancia al cauce del mismo.
- La humedad ambiental del bosque de ribera estuvo relacionada positivamente con la cobertura total de especies leñosas del mismo.
- La presencia de la especie alóctona invasora *R. pseudoacacia* parece afectar negativamente a la cobertura

de la especie autóctona *Q. robur*.

- Sería necesario realizar un estudio de mayor alcance (incluyendo un mayor número de réplicas/transectos y mayor longitud de los mismos) y en zonas con menor impacto antrópico a fin de poder extrapolar los resultados observados y testar las hipótesis enunciadas en el presente estudio.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Maruxa Álvarez su apoyo en la elaboración y desarrollo de este trabajo, ya que de otro modo no habría sido posible su realización.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, D. & ANDERSON, R. 1980. Species response to a moisture gradient in central Illinois forests. *American Journal of Botany*. 67:381-392
- BAKER, H.G. 1986. Patterns of Plant Invasion in North America. *En: Ecology of Biological Invasions of North American and Hawaii*. MOONEY, H.A. & DRAKE, J.A. Springer
- COLLEY, D., PAYNE, W. & VAN ELSWIJK. 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*. 24:111-121
- DAN MOORE, R., SPITTLEHOUSE, D.L. & STORY, A. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American water resources*. 4:813-834
- GEIB. 2006. TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. *GEIB, SerieTécnica*. 2:116-227.

- GROVES, R.H. 1986. Invasion of Mediterranean ecosystems by weeds. *En: Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. HOPKINS, A.J.M. & LAMONT, B.B. Dr. W. Junk Publishers.
- GUIX, J.C., SOLER, M., MARTIN, M., FOSALBA, M. & MAURI, A. 2000. Introducción y colonización de plantas alóctonas en un área mediterránea: evidencias históricas y análisis cuantitativo. *Orsis*. 16:145-185
- HERMY, M. & STIEPERAERE, H. 1981. An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). *Plant Ecology*. 44:43-49.
- HUPP, C. 1992. Riparian vegetation recovery patterns following stream channelization: a geomorphic perspective. *Ecology*. 73:1209-1226.
- MATLACK, G. & LITVAITIS, J. 1999. Forest edges. *En: Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. MATLACK, G. & LITVAITIS, J. Cambridge University Press.
- MENGES, E. & WALKER, D. 1983. Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. *The American Naturalist*. 122:454-473.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 10:58-62.
- NAKAMURA, F., YAJIMA, T. & KIKUCHI, S. 1997. Structure and composition of riparian forests with special referent to geomorphic site conditions along the Tokachi River, northern Japan. *Plant Ecology*. 133:209-219.
- NILSSON, C., EKBLAD, A., GARDFIJEL, M. & CARLBERG, B. 1991. Longterm effects of river regulation on river margin vegetation. *Journal of Applied Ecology*. 28:963-987.
- SIMBERLOFF, D. 2001. Biological invasions – how are they affecting us, and what can we do about them?. *Western North American Naturalist*. 61:308–15.
- VALLADARES, F., ARANDA, I. & SÁNCHEZ, G.D. 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. *En: Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. VALLADARES, F. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.