

ANALISIS TEMPORAL DURANTE TRES AÑOS CONSECUTIVOS DE LAS PRIMERAS FASES DE REGENERACION POST-FUEGO EN ROBLEDALES DE LA PROVINCIA DE LEON

TÁRREGA GARCÍA-MARES, R.
LUIS CALABUIG, E.

RESUMEN.—Se estudia la regeneración durante tres años consecutivos de tres robledales de *Quercus pyrenaica* que sufrieron fuegos de superficie. Se dedica una especial atención al estrato herbáceo. Los resultados obtenidos de los análisis de diversidad específica y heterogeneidad denotan una evolución hacia etapas con mayor madurez dentro de la sucesión. Sin embargo, no se siguen las pautas de una sucesión secundaria típica, ya que hay una gran proporción de especies supervivientes del incendio que se entremezclan con las escasas especies nuevas siguiendo un modelo en su mayor parte aleatorio.

SUMMARY.—The regulation of three different types of oak-forest of *Quercus pyrenaica* for three consecutive years, which suffered the effects of fires, is studied. Special attention is paid to the stratum herbaceo. The results obtained from the analysis of the specific diversity and heterogeneity show an evolution towards a greater ripeness within the succession nevertheless, the typical standards of secondary succession are not followed, because there is a high proportion of species which have overlied the fire which intermingle with the new species following a pattern which is most aleatory.

INTRODUCCION

El tema de los incendios forestales ha adquirido una notable y triste actualidad debido a su gran incremento en los últimos años. El bosque constituye un ecosistema extremadamente complejo y su destrucción por el fuego se traduce en una serie de degradaciones en cadena cuyos efectos pueden durar muchos años e incluso a veces ser irreversibles.

Al comparar el número de incendios sufridos en España con el de otros países mediterráneos, como Francia, Italia y Grecia, se comprueba que nuestro país los supera ampliamente (MOPU, 1982). La provincia de León, aunque no

presenta una conflictividad de la magnitud de la zona levantina y de Galicia, si se incluye entre una de las más afectadas.

Se hace por tanto cada vez más necesaria la realización de estudios no sólo de cómo prevenir y luchar contra el fuego, sino también de sus efectos a corto y largo plazo sobre cada ecosistema concreto y de los procesos de regeneración en estos ecosistemas.

El principal objetivo de este trabajo se centra en el análisis de las primeras fases de regeneración de la vegetación tras la quema para poner de manifiesto la existencia o no de una sucesión secundaria, sobre todo a nivel de la especies herbáceas ya que el arbolado sobrevivía al incendio en bastante proporción y sólo algunos robles, en su mayoría de pequeño tamaño eran totalmente destruidos, comenzando a ser reemplazados por los numerosos renuevos surgidos tras la quema.

MATERIAL Y METODOS

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

Se seleccionaron tres robledales de *Quercus pyrenaica* localizados en distintas zonas de la provincia de León, uno de ellos cerca de la presa del pantano del Porma (zona E) incluido por tanto en la Región Eurosiberiana, y los otros dos próximos a Santa María del Monte del Condado (zona A') y de Carbajal de la Legua (zona Z), respectivamente, pertenecientes a la Región Mediterránea (RIVAS-MARTÍNEZ *et al.*, 1984). El primero de ellos se sitúa entre unos 1.300 a 1.400 m. de altitud, tiene exposición noroeste y su pendiente es variable en los distintos tramos; en la parte inferior de la ladera hay algunas zonas con poco arbolado en las que se aprecia algún síntoma de erosión; el tamaño y densidad de los robles es variable en las distintas zonas. El segundo, a unos 960 m. de altitud, presenta una pendiente muy suave, prácticamente inapreciable, con orientación al sureste; la densidad del arbolado es baja, con los robles en general menores de 10 m. de altura, repartidos en pequeños grupos. Por último, en el tercero, a unos 900 m. de altitud, también de escasa pendiente con exposición oeste y árboles que no suelen superar los 10 m. de altura, se puede observar con cierta frecuencia alguna encina intercalada entre los robles.

Los tres sufrieron fuegos de superficie que destruyeron prácticamente todas las partes aéreas de la vegetación herbácea, la mayoría de los matorrales y sólo una parte del arbolado, en general los robles más jóvenes, que por el menor grosor de su tronco así como por encontrarse sus ramas y hojas más próximas al suelo son más susceptibles al ataque de las llamas, también la parte inferior de la copa de muchos árboles estaba seca, probablemente debido en mayor medida al efecto desecador del calor engendrado durante el incendio que al efecto directo de éste.

METODOLOGIA

Se visitaron por primera vez las áreas de estudio al mes aproximadamente de ser atacadas por el fuego (designándose como muestreos 1A', 1E y 1Z), repitiéndose los muestreos en los dos años siguientes (2A', 2E, 2Z, y 3A', 3E y 3Z). Para el análisis detallado de la vegetación herbácea se empleó como unidad de muestreo un cuadrado de 50 cm. de lado, registrándose el valor de importancia de todas las especies presentes en ella (incluidos los brotes de especies arbustivas o arbóreas) en términos de cobertura, o porcentaje de superficie de la unidad de muestreo cubierto por la proyección horizontal de cada especie. Debido a la frecuente superposición de los distintos estratos, la suma de las coberturas de las plantas presentes en una unidad puede ser superior al 100 %. Se consideraba una media de 10 inventarios de este tipo en cada roble y año de estudio, aunque el número de muestreos variaba dependiendo de las características y tamaño de la zona. Estas unidades se situaban al azar en las zonas en las que lo permitía la densidad y altura del matorral, y en el caso de la zona A', de menor densidad de arbolado, se disponían siempre entre los pequeños bosquetes de roble. En los muestreos realizados al mes escaso de la quema, la colocación de los inventarios no era totalmente al azar, si no buscando las zonas en las que ya había empezado a surgir la vegetación.

Los datos así obtenidos sirven de base para un posterior análisis matemático en el que se estudian parámetros ligados a la estructura de la comunidad que contribuyen a poner de manifiesto su grado de madurez. Para la determinación de la afinidad se empleó el índice atribuido a Steinhaus por Motyka *et al.* (1950), que se expresa mediante la fórmula

$$S(x_1, x_2) = \frac{2W}{A + B} \times 100$$

Donde W = Sumatorio del menor valor común de las coberturas de las especies presentes en los dos muestreos x_1 y x_2

A = Sumatorio de los valores de cobertura de todas las especies presentes en el muestreo x_1

B = Sumatorio de los valores de cobertura de todas las especies presentes en el muestreo x_2

Este índice se aplica para estudiar la similitud entre los inventarios correspondientes a cada año y zona, así como para analizar todas las zonas en conjunto, considerándose en este último caso como muestreos a comparar los valores medios de cobertura de las especies encontradas en todas las unidades realizadas en cada zona y período. Los resultados obtenidos se agrupan mediante el método UPGMA (Sokal y Michener, 1958) y se representan gráficamente en forma de dendrogramas.

El cálculo de la diversidad específica se efectuó mediante el índice de información de SHANNON-WEAVER (1949):

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

Donde p_i = Probabilidad de encontrar la especie i .

s = Número de especies.

Se analiza su evolución en el curso del tiempo, así como la de sus componentes riqueza (número de especies) y equitabilidad.

También se estudia la heterogeneidad entre pares de inventarios, según la fórmula de Margalef (1972):

$$\text{Het.} = H'_{ij} - \frac{H'_i + H'_j}{2}$$

Donde H'_{ij} = Diversidad del conjunto formado por los inventarios i y j .

H'_i = Diversidad del inventario i .

H'_j = Diversidad del inventario j .

Se agrupan por su menor heterogeneidad por el método UPGMA y se representa mediante dendrogramas, procedimiento empleado por LUIS y PU-RRROY (1980).

Mediante una generalización de esta fórmula se calcula la heterogeneidad global de cada zona:

$$\text{Het.} = H'_T - \frac{\sum_{i=1}^n H'_{ai}}{n}$$

Donde H'_T = Diversidad de la zona.

H'_{ai} = Diversidad de cada inventario de esa zona.

n = Número de inventarios realizados en esa zona.

RESULTADOS Y DISCUSION

La cobertura vegetal al mes escaso de la quema en lo que concierne al estrato herbáceo es muy pequeña, haciendo incluso imposible la realización de inventarios en la comunidad designada como A', próxima a Santa María del Monte del Condado, de la que por tanto sólo se poseen datos de los dos años siguientes. En las otras dos, pese a la localización selectiva de las unidades, el sumatorio de cobertura es inferior al 50 % (Fig. 1), no alcanzando ni el 30 % en la zona Z, cifras aún más bajas si se tiene en cuenta la superposición de estratos. En el curso del tiempo tiende a aumentar, con subidas muy acusadas en el segundo año de muestreo, al año de la quema.

Estudiando la evolución en el curso del tiempo de las especies más dominantes en el conjunto de inventarios de cada área (considerando como más dominantes a aquellas con una mayor cobertura relativa, ya que, en general, aunque no siempre, ésta suele estar relacionada con una dominancia fisiológica), se observa que algunas de las especies con mayor dominancia a las pocas semanas del incendio disminuyen su importancia en los años siguientes, llegan-

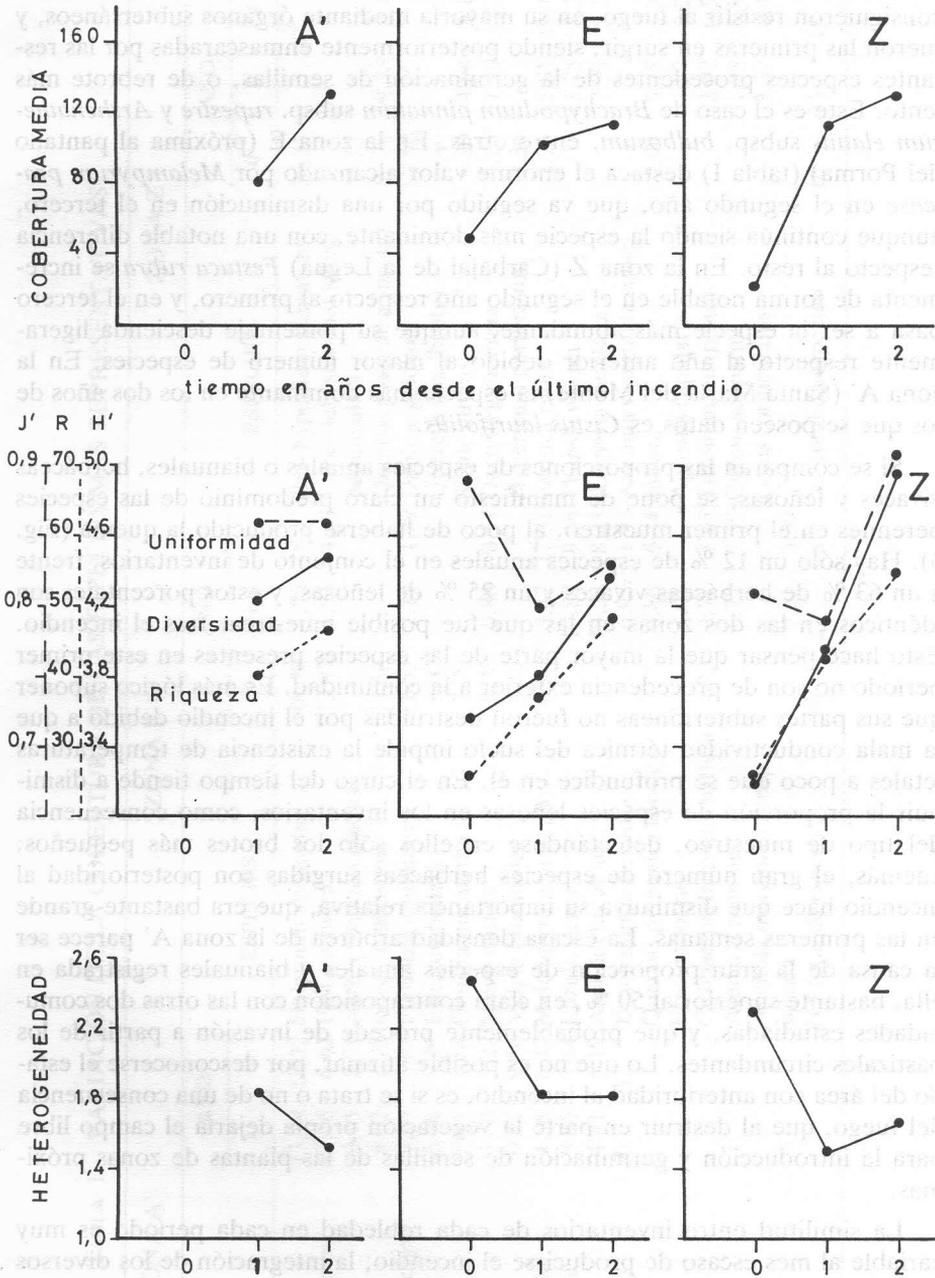


FIG. 1. Evolución de la cobertura, componentes de la diversidad y heterogeneidad en las tres zonas estudiadas, durante los dos primeros años de regeneración.

do a veces a no registrarse. Esto es debido a que se trata de especies que consiguieron resistir al fuego, en su mayoría mediante órganos subterráneos, y fueron las primeras en surgir, siendo posteriormente enmascaradas por las restantes especies procedentes de la germinación de semillas, o de rebrote más lento. Este es el caso de *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre* y *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum*, entre otras. En la zona E (próxima al pantano del Porma) (tabla I) destaca el enorme valor alcanzado por *Melampyrum pratense* en el segundo año, que va seguido por una disminución en el tercero, aunque continúa siendo la especie más dominante, con una notable diferencia respecto al resto. En la zona Z (Carbajal de la Legua) *Festuca rubra* se incrementa de forma notable en el segundo año respecto al primero, y en el tercero pasa a ser la especie más abundante, aunque su porcentaje descienda ligeramente respecto al año anterior debido al mayor número de especies. En la zona A' (Santa María del Monte) la especie más dominante en los dos años de los que se poseen datos es *Cistus laurifolius*.

Si se comparan las proporciones de especies anuales o bianuales, herbáceas vivaces y leñosas, se pone de manifiesto un claro predominio de las especies perennes en el primer muestreo, al poco de haberse producido la quema (Fig. 3). Hay sólo un 12 % de especies anuales en el conjunto de inventarios, frente a un 63 % de herbáceas vivaces y un 25 % de leñosas, y estos porcentajes son idénticos en las dos zonas en las que fue posible muestrear tras el incendio. Esto hace pensar que la mayor parte de las especies presentes en este primer período no son de procedencia exterior a la comunidad. Es más lógico suponer que sus partes subterráneas no fueron destruidas por el incendio debido a que la mala conductividad térmica del suelo impide la existencia de temperaturas letales a poco que se profundice en él. En el curso del tiempo tiende a disminuir la proporción de especies leñosas en los inventarios, como consecuencia del tipo de muestreo, detectándose en ellos sólo los brotes más pequeños; además, el gran número de especies herbáceas surgidas con posterioridad al incendio hace que disminuya su importancia relativa, que era bastante grande en las primeras semanas. La escasa densidad arbórea de la zona A' parece ser la causa de la gran proporción de especies anuales y bianuales registrada en ella, bastante superior al 50 %, en clara contraposición con las otras dos comunidades estudiadas, y que probablemente procede de invasión a partir de los pastizales circundantes. Lo que no es posible afirmar, por desconocerse el estado del área con anterioridad al incendio, es si se trata o no de una consecuencia del fuego, que al destruir en parte la vegetación propia dejaría el campo libre para la introducción y germinación de semillas de las plantas de zonas próximas.

La similitud entre inventarios de cada robledad en cada período es muy variable al mes escaso de producirse el incendio; la integración de los diversos grupos de unidades se produce con afinidad cero tanto en 1Z como en 1E, lo que denota una composición florística totalmente distinta. En los dos últimos períodos de muestreo la unión de todos los grupos se verifica a niveles com-

prendidos entre el 8 y el 20 %. Paralelamente, en los dendrogramas de heterogeneidad entre pares de inventarios se observa un mayor valor para la integración de todos los bloques al mes escaso de la quema, y valores algo menores en los dos años siguientes. Por lo general, el orden de agrupación de las unidades suele ser bastante parecido en los dendrogramas de afinidad y heterogeneidad (Fig. 2a y 2b).

La diversidad específica tiende a aumentar en el curso del tiempo, condicionada principalmente por la componente riqueza, ya que la equitabilidad o uniformidad presenta una gráfica más irregular (Fig. 1). En cuanto a la heterogeneidad global, su valor es notablemente elevado en el primer año de estudio, disminuyendo en el segundo mientras que en el tercero la variación es menor. Los valores oscilan entre 2.5 y 1.5, cifras muy altas que reflejan la escasa homogeneidad de estos ecosistemas.

La comparación global de todas las zonas mediante el análisis de su similitud pone de manifiesto el mayor parecido entre los dos últimos muestreos para cada comunidad (Fig. 3), con valores que oscilan entre 53 y 66 %. La integración de todos se realiza con sólo una especie común, *Festuca rubra*. En el dendrograma pueden apreciarse dos grupos a cuya unión se incorpora el conjunto de inventarios correspondientes a 1Z (primer año de estudio en el roble-dal próximo a Carbajal). Uno de los grupos está constituido por los tres períodos de la zona E, localizada en la Región Eurosiberiana, siendo las especies más responsables de esta asociación *Pteridium aquilinum*, *Physospermum cornubiense* y *Chamaespartium tridentatum*, que no aparecen en las demás áreas; la mayor afinidad entre los dos últimos años se debe a la gran abundancia de *Melampyrum pratense*, *Luzula lactea* y *Asphodelus albus*, que no se encuentran o son muy escasas el primer año, y tampoco están en las otras comunidades. El segundo bloque lo forman la asociación de los dos últimos muestreos de las zonas A' y Z, incluidas en la Región Mediterránea. Se distinguen por tanto dos subgrupos, el correspondiente al área próxima a Cabajal, que se caracteriza por la gran proporción de *Festuca rubra* así como por la presencia de *Thapsia villosa*, y el constituido por la comunidad próxima a Santa María del Monte, con especies como *Cistus laurifolius*, que se ha extendido extraordinariamente como consecuencia del fuego, y *Ornithopus compressus*.

CONCLUSIONES

Del conjunto de parámetros estructurales analizados se desprende una evolución hacia etapas de mayor madurez, caracterizadas por una riqueza y diversidad específicas más elevadas. Coinciden estos resultados con los de PINEDA *et al.* (1981) y PECO *et al.* (1983), en el estudio de la sucesión en pastos, y más concretamente en sucesiones post-fuego con los de TRABAUD y LEPART (1980) y CASAL (1982); SHAFY y YARRANTON (1973) encuentran asimismo una mayor influencia de la componente riqueza en el aumento de la diversidad.

Muchas especies parecen haber sobrevivido al fuego, por tratarse de sistemas preadaptados a ese impacto. Por otra parte, queda clara una mayor simi-

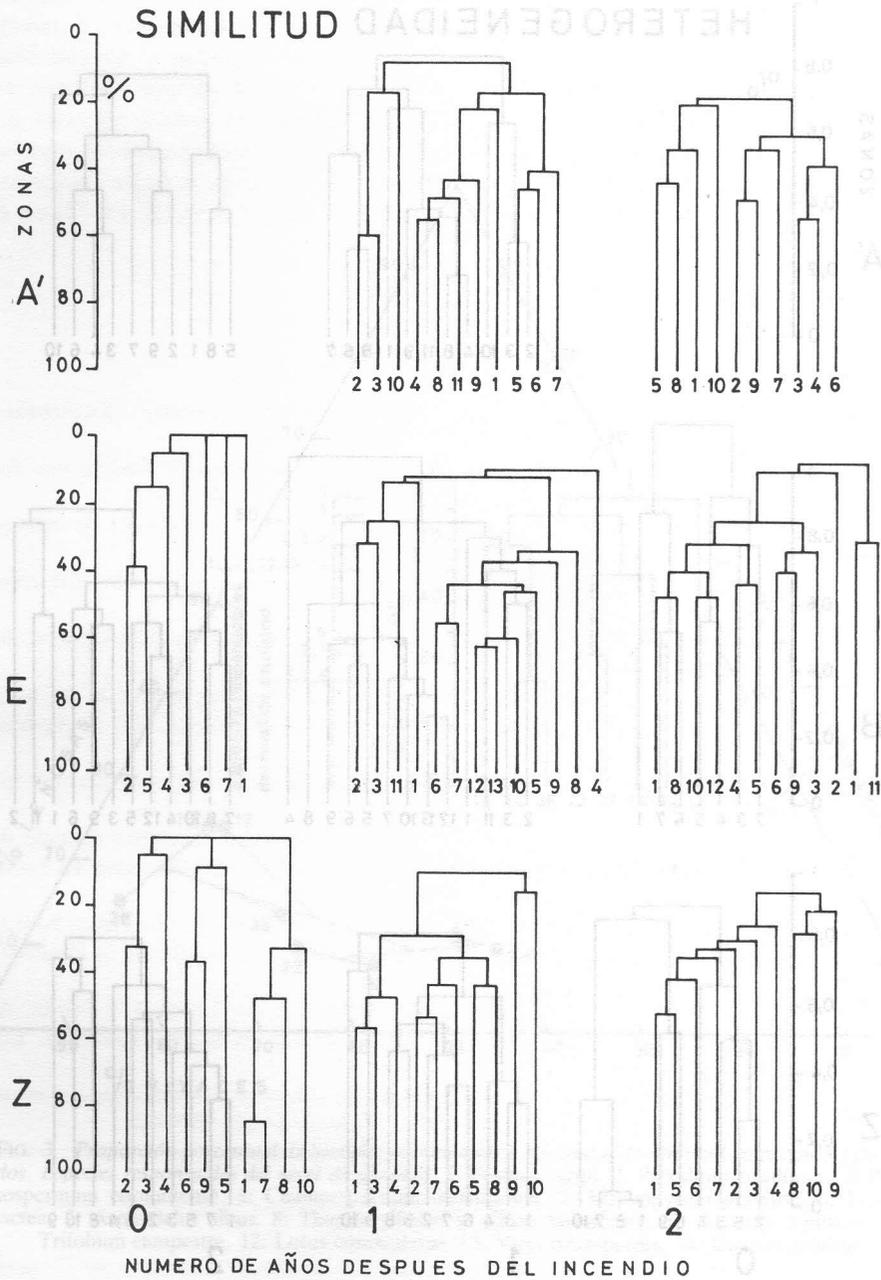


FIG. 2a. Relaciones de similitud entre unidades de muestreo para las distintas zonas y momento después del incendio.

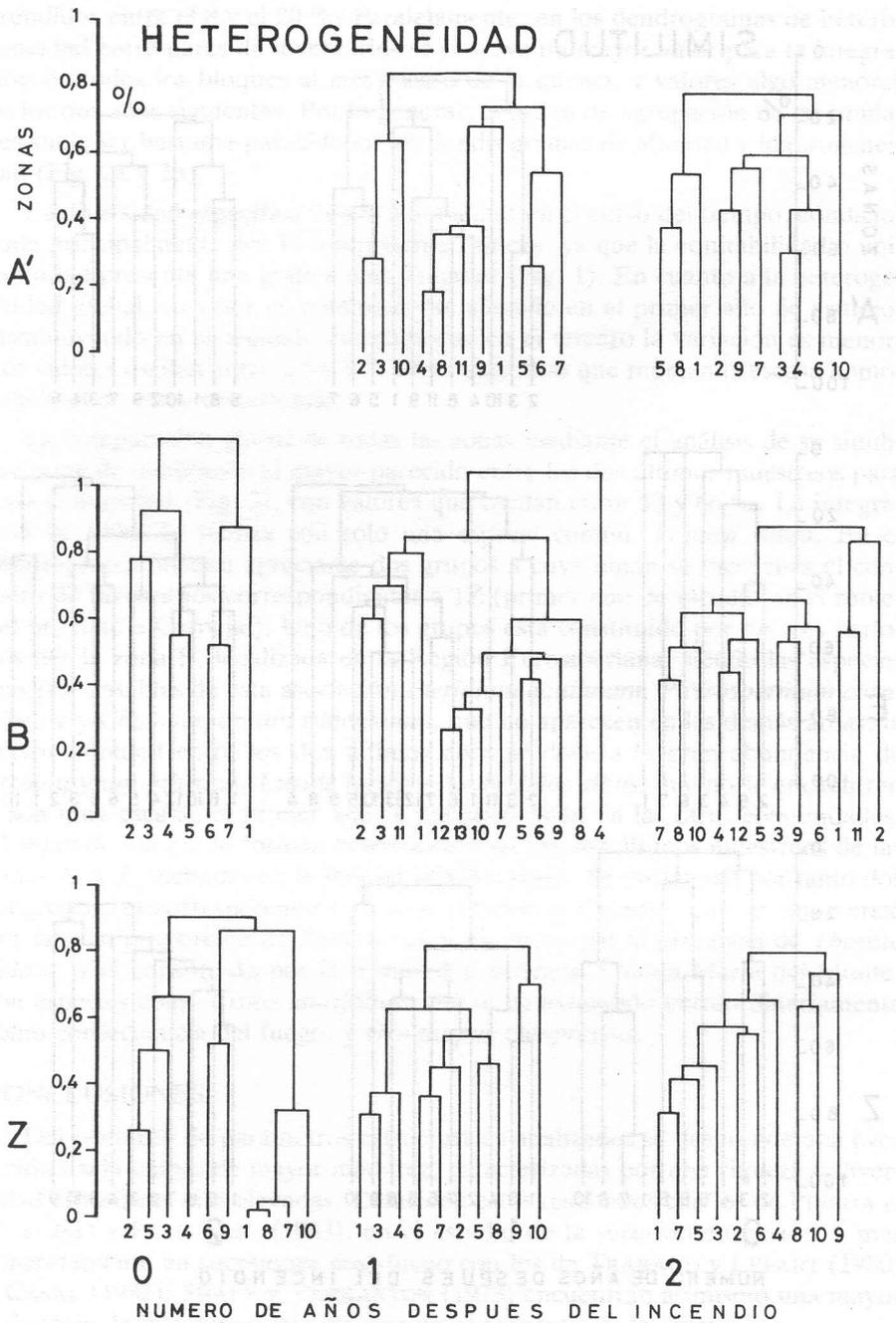


FIG. 2b. Relaciones de heterogenidad entre unidades de muestreo para las distintas zonas y momento despues del incendio.

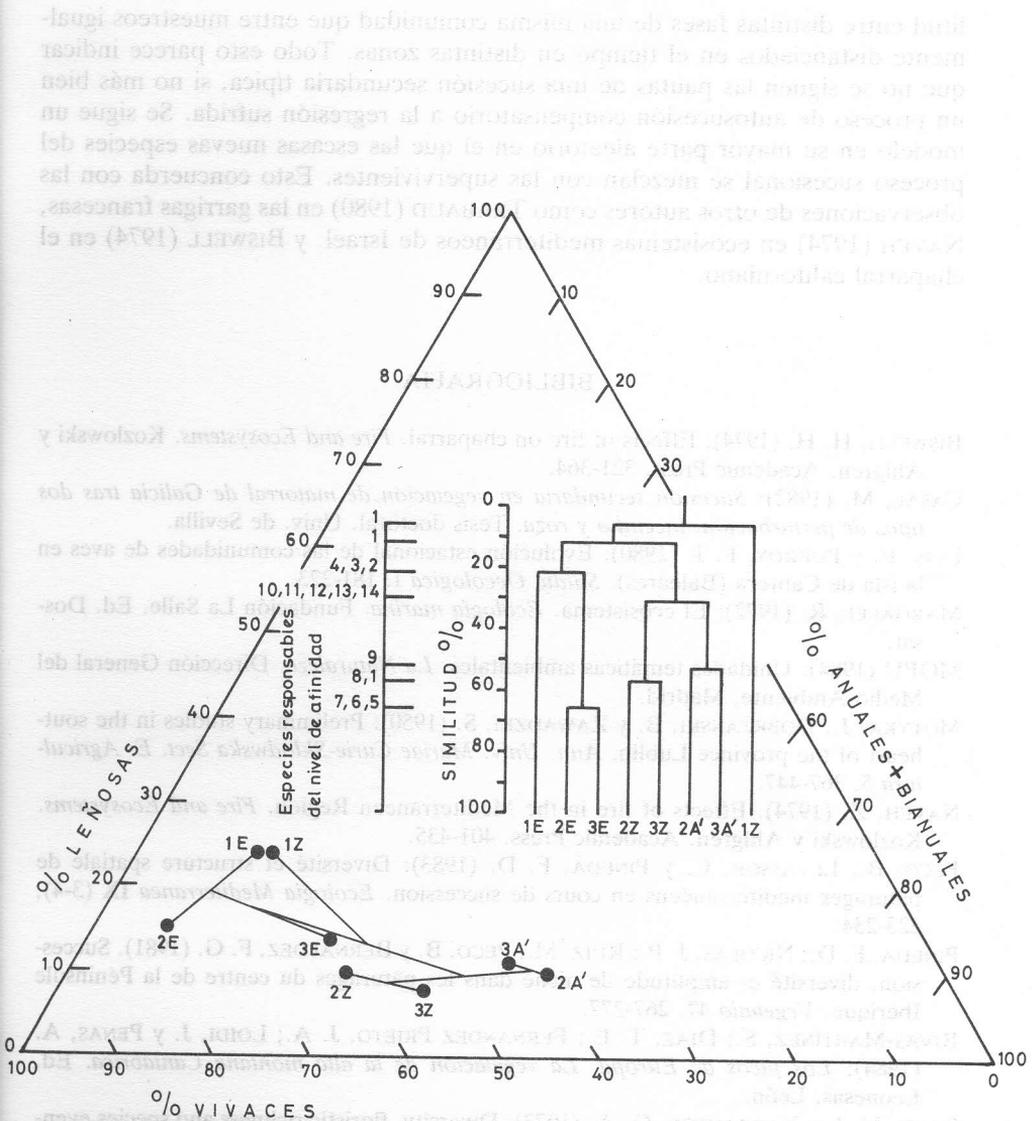


FIG. 3. Proporción porcentual de biotipos muestreados y relaciones de similitud entre zonas y períodos. Especies responsables del nivel de afinidad: 1: *Festuca rubra*. 2: *Pteridium aquilinum*. 3: *Phytospermum cornubiense*. 4: *Chamaespartium tridentatum*. 5: *Melampyrum pratense*. 6: *Luzula lactea*. 7: *Asphodelus albus*. 8: *Thapsia villosa*. 9: *Cistus laurifolius*. 10: *Agrostis capillaris*. 11: *Trifolium campestre*. 12: *Lotus corniculatus*. 13: *Vicia tetrasperma*. 14: *Galium aparine*.

litud entre distintas fases de una misma comunidad que entre muestreos igualmente distanciados en el tiempo en distintas zonas. Todo esto parece indicar que no se siguen las pautas de una sucesión secundaria típica, si no más bien un proceso de autosucesión compensatorio a la regresión sufrida. Se sigue un modelo en su mayor parte aleatorio en el que las escasas nuevas especies del proceso sucesional se mezclan con las supervivientes. Esto concuerda con las observaciones de otros autores como TRABAUD (1980) en las garrigas francesas, NAVEH (1974) en ecosistemas mediterráneos de Israel, y BISWELL (1974) en el chaparral californiano.

BIBLIOGRAFIA

- BISWELL, H. H. (1974): Effects of fire on chaparral. *Fire and Ecosystems*. Kozlowski y Ahlgren. Academic Press, 321-364.
- CASAL, M. (1982): *Sucesión secundaria en vegetación de matorral de Galicia tras dos tipos de perturbación: incendio y roza*. Tesis doctoral. Univ. de Sevilla.
- LUIS, E. y PURROY, F. J. (1980): Evolución estacional de las comunidades de aves en la isla de Cabrera (Baleares). *Studia Oecologica* I, 181-223.
- MARGALEF, R. (1972): El ecosistema. *Ecología marina*. Fundación La Salle. Ed. Dosat.
- MOPU (1984): Unidades temáticas ambientales. *La Naturaleza*. Dirección General del Medio Ambiente, Madrid.
- MOTYKA, J.; DOBRZANSKI, B. y ZAWADZKI, S. (1950): Preliminary studies in the southeast of the province Lublin. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska Sect. E: Agricultura* 5, 367-447.
- NAVEH, Z. (1974): Effects of fire in the Mediterranean Region. *Fire and Ecosystems*. Kozlowski y Ahlgren. Academic Press, 401-435.
- PECO, B.; LEVASSOR, C. y PINEDA, F. D. (1983): Diversité et structure spatiale de pâturages méditerranéens en cours de succession. *Ecologia Mediterranea* IX (3-4), 223-234.
- PINEDA, F. D.; NICOLAS, J. P.; RUIZ, M.; PECO, B. y BERNALDEZ, F. G. (1981). Succession, diversité et amplitude de niche dans les pâturages du centre de la Péninsule Iberique. *Vegetatio* 47, 267-277.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S.; DÍAZ, T. E.; FERNÁNDEZ PRIETO, J. A.; LOIDI, J. y PENAS, A. (1984): *Los picos de Europa. La vegetación de la alta montaña Cantábrica*. Ed. Leonesas, León.
- SHAFI, M. I. y YARRANTON, G. A. (1973): Diversity, floristic richness and species evenness during a secondary (post-fire) succession. *Ecology* 54 (4). 897-902.
- SHANNON, C. E. y WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. Univ. of Illinois Press Urbana.
- SOKAL, R. R. y MICHENER, C. D. (1958): A statistical method for evaluating systematic relationships. *Univ. Kansas Sci. Bull.* 38, 1409-1438.
- TRABAUD, L. (1980): *Impact biologique et ecologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones des garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse de Doctorat d'Etat. Univ. des Sciences et Techniques du Languedoc.
- TRABAUD, L. y LEPART, J. (1980): Diversity and stability in garrigue ecosystem after fire. *Vegetatio* 43 (1-2), 49-57.