

---

**INFLUENCIAS ANTRÓPICAS SOBRE VEGETACIÓN HALÓFILA:  
PRIMEROS EFECTOS DE LOS INCENDIOS EN LOS SALADARES  
DE CORDOVILLA (T.M. TOBARRA, ALBACETE, SE. DE ESPAÑA)**

Por J. L. GONZÁLEZ BESERÁN

A. VALDÉS FRANZI

R. MOLINA CANTOS

Dpto. de Ciencia y Tecnología Agroforestal

E. U. Profesorado E.G.B. (Albacete)

Univ. de Castilla-La Mancha

**RESUMEN**

Los Saladares de Cordovilla (Tobarra, Albacete, SE. España) poseen un elevado interés botánico y alto valor ecológico. El empleo del fuego derivado de las actividades agrícolas y ganaderas practicadas en el territorio, alteran de manera notable su estado natural. En el presente trabajo se observa la respuesta de la vegetación halófila arbustiva crasicauale ante el fuego, tras el primer año después del incendio, mediante el estudio de algunos de sus parámetros estructurales básicos.

**ABSTRACT**

The saltings in Cordovilla (Tobarra, Albacete, SE. of Spain) have a high botanical interest and a great ecological value. The fire is used in agricultural and cattle raising activities, therefore the territory natural environment is altered. After the first year, when the fire has passed, the halophilous and succulent stems shrublike vegetation response to fire is studied and is used some structural and basic vegetation parameters in this research.

**1. INTRODUCCIÓN**

Los estudios sobre la dinámica de las comunidades vegetales después de un incendio, ofrecen una valiosa información sobre la regeneración de la vegetación

en las zonas afectadas. Existen numerosas referencias bibliográficas que analizan la evolución de la vegetación en el transcurso del primer año después del incendio (FORGEARD & TOUFFET, 1979; GÉHU & GÉHU-FRANCK, 1960; HOSSAERT-PALAUQUI & GAUTIER, 1980); sin embargo, es escasa la información disponible sobre la respuesta de la vegetación halófila (BRERETON, 1971). Su posible adaptación al fenómeno de los incendios puede suponer, en aquellas regiones sometidas a mayor influencia antropógena, un factor limitante que añadir a la singularidad del medio donde se desarrollan.

El uso del fuego para lograr un rejuvenecimiento del pasto, es una actividad de gran tradición en las culturas humanas de tipo ganadero y que conlleva el peligro de la uniformización en las superficies quemadas (MONTSERRAT, 1978).

Durante finales del otoño y comienzos de invierno de 1990, los Saladares de Cordovilla fueron objeto de un incendio provocado para la mejora y ampliación de pastos. Estas prácticas, que se repiten año tras año con variable duración e intensidad en distintos puntos de los saladares, alteran notablemente la fisonomía de estos peculiares ecosistemas pese al gran valor botánico y ecológico que posee su vegetación halófila (CIRUJANO, 1989).

Los saladares de Cordovilla se hallan geográficamente en el término municipal de Tobarra, en la depresión de cabecera del Arroyo de Fuente García (cuenca hidrográfica del Río Segura) y poseen una superficie aproximada de 64'1 Ha. (CIRUJANO & al., 1988).

Se sitúan corológicamente en la provincia Castellano-Macstrazgo-Manchega, sector Manchego, subsector Manchego-Murciano, superdistrito Nerpiano-Hellinense, Distrito Jumillano-Socovense. El piso bioclimático es mesomediterráneo superior-medio con ombroclima semiárido (ALCARAZ & SÁNCHEZ, 1988).

En el marco de los trabajos que, para la caracterización de la flora y vegetación de los saladares de la provincia de Albacete (Cordovilla y Agramón), está realizando el Departamento de Ciencia y Tecnología Agroforestal de la Universidad de Castilla-La Mancha (VALDÉS & al., en preparación), el presente trabajo responde a la oportunidad encontrada de iniciar este tipo de estudios en zonas de alto valor ecológico, sometidas a influencias antrópicas de tal naturaleza.

En las zonas quemadas se estudió la respuesta de los matorrales crasicaulales, vegetación fruticosa halófila de la clase *Arthrocnemetea*, al año siguiente del suceso. Para ello se comparó éstas con aquellas otras zonas cuya vegetación no fue alterada y que mantenían la estructura inicial de las comunidades vegetales en estudio: *Frankenio corymbosae-Arthrocnemetum macrostachyi* Rivas-Martínez et al. (1984) y *Cistancho phelypaeae-Arthrocnemetum fruticosi* J.-M. Géhu (1973) 1977.

Las comunidades vegetales en estudio caracterizan la típica fisonomía de los saladares en la provincia de Albacete. La presencia de ambas asociaciones en los Saladares de Cordovilla, representa su límite corológico septentrional. Procedentes del litoral murciano-almeriense, penetran hacia el interior favorecidas

por las condiciones climáticas y geomorfológicas de la zona. En la zona de estudio, su composición específica característica está empobrecida y notablemente alterada, debido a la incorporación de elementos florísticos del interior. La significativa proporción que alcanzan estos elementos continentales, plantea dificultades fitosociológicas y posibilita su encuadre dentro de las asociaciones propias del interior peninsular (CASTROVIEJO & CIRUJANO, 1980).

En el presente trabajo se analizan diversos aspectos de su estructura cualitativa y cuantitativa bajo la acción del fuego, así como los espectros de formas de crecimiento y sintaxonómico. La continuidad de este estudio en los siguientes años, permitirá evaluar la regeneración de la cubierta vegetal en estos saladares, escasos y peculiares ecosistemas de la Región de Castilla-La Mancha.

## 2. METODOLOGÍA

El seguimiento de la vegetación alterada por el incendio se ha llevado a cabo mediante el empleo de parcelas permanentes. Esta técnica supone un instrumento útil en el estudio de la dinámica de la vegetación (AUSTIN, 1981), habiendo sido aplicada para la observación de diversos aspectos en la regeneración de la vegetación después de un incendio (GÉHU & GÉHU-FRANCK, 1960; TRABAUD & OUSTRIC, 1989; TRABAUD, J. 1990), así como en trabajos sobre la dinámica sucesional de la vegetación halófila (ROOZEN & WESTHOFF, 1985).

La ubicación de las parcelas permanentes, materializada por piquetas y cinta plástica señalizadora, se realizó a comienzos del verano de 1991; fecha previa al óptimo fenológico de las comunidades en estudio. Los principales caracteres descriptivos de las parcelas delimitadas se muestran en la Tabla 1.

La disposición catenal de las formaciones vegetales halófilas, es un importante factor a considerar para su estudio (CORRE, 1970). En función de la dispersa distribución de las zonas quemadas, se delimitaron cinco parcelas en dos sectores catenalmente distintos, siguiendo un muestreo de tipo estratificado (MONTES & RAMÍREZ-DÍAZ, 1978).

PARCELA N.º	U.T.M.	ALTITUD	INCLINACIÓN	SUPERFICIE	COMUNIDAD CONTROL
1	30SXH211666	510 m.	Zonas Llanas <3%	10 × 10 = 100 m <sup>2</sup>	Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi
2	30SXH212667	510 m.	Zonas Llanas <3%	10 × 10 = 100 m <sup>2</sup>	Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi
3	30SXH217659	500 m.	Zonas Llanas <3%	8 × 10 = 80 m <sup>2</sup>	Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi
4	30SXH218658	500 m.	Zonas Llanas <3%	6 × 5 = 30 m <sup>2</sup>	Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi
5	30SXH219658	500 m.	Zonas Llanas <3%	10 × 10 = 100 m <sup>2</sup>	Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi

Tabla 1: Principales características descriptivas de las parcelas en estudio.

La superficie delimitada en cada parcela se fijó considerando el área mínima de las comunidades en estudio (30-40 m<sup>2</sup>), de manera que la extensión de las parcelas abarcara el areal de dichas comunidades. El tipo de distribución en mosaico de la vegetación, respondiendo a puntuales gradientes ambientales, fue otro factor a considerar. También eran medidas las distancias de las parcelas quemadas con respecto a aquellas formaciones vegetales más próximas y que no habían sido alteradas, con el objeto de observar su posible influencia en el proceso de recolonización de las zonas afectadas.

Las Parcelas 1 y 2 (*Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi*) sufren un mayor «stress ambiental» en relación a las Parcelas 3, 4 y 5 (*Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi*). Las primeras se ubican catenalmente en aquellas zonas topográficamente más deprimidas de los Saladares de Cordovilla, sometidas a una mayor frecuencia de inundación y, por tanto, con oscilaciones más acusadas en la concentración salina del suelo, con marcados aumentos en el período estival. En esta época, debido a la fuerte evaporación, aparecen los espacios desnudos sin vegetación de estos suelos de color blanquecino, causado por la ex-percolación de las sales. La asociación *Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi* necesita más humedad y resiste menos la salinidad cuando ésta sufre un incremento durante el período de estiaje (ALCARAZ, 1984).

En el estudio de las comunidades vegetales, se ha empleado la metodología fitosociológica sigmatista de BRAUN-BLANQUET (1964). Mediante la toma de inventarios se registró la composición específica, cobertura y sociabilidad de las especies en las comunidades vegetales en estudio, además de una serie de datos complementarios: fisionómicos (altura), ecológicos, etc. En el recuento de las especies, se anotaban los porcentajes de rebrotes de pies quemados o bien si se trataban de nuevas germinaciones. Los parámetros considerados figuran entre los usualmente empleados en los estudios de sucesión (MAAREL & WERGER, 1978).

En los estudios sobre la dinámica de la vegetación, la escala utilizada en la estima de los datos cuantitativos debe cumplir una serie de requisitos. La excesiva amplitud de los intervalos que presenta la escala de cobertura-abundancia de BRAUN-BLANQUET, puede representar un inconveniente para su aplicación en los estadios sucesionales tardíos, ya que pequeños cambios en la cobertura pueden pasar inadvertidos; sin embargo, es satisfactoriamente empleada en las primeras etapas de la sucesión (LONDO, 1976).

La toma de inventarios se realizó durante el período estival, con dos campañas de muestreo: primera quincena de julio y primera quincena de septiembre.

Se estudiaron aquellas zonas de vegetación homogéneas y situadas más próximamente con respecto a las zonas quemadas, que no habían sido afectadas por el incendio. Sobre estas zonas, seleccionadas de manera que se correspondieran con las comunidades iniciales antes del incendio, consideramos las «comunidades control» (Fotografía 1). Los inventarios tomados en las zonas



Fotografía n.º 1: *Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi*: aspecto de la comunidad control.



Fotografía n.º 2: *Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi*: aspecto de la comunidad alterada después del incendio.

quemadas sobre las «comunidades alteradas» se llevaban a cabo en el interior de cada parcela permanente (Fotografía 2).

En cada muestreo se procedía a la toma de una media de dos inventarios, tanto sobre cada una de las comunidades control como sobre cada una de las comunidades alteradas; en algunas parcelas la lentitud del proceso regenerador de la vegetación quemada sólo permitió la toma de un inventario. Así, se han realizado un total de 6 inventarios sobre las comunidades alteradas y de 8 inventarios sobre las comunidades control en la asociación *Frankenio corymbosae* - *Arthrocnemum macrostachyi*. Para la asociación de *Cistancho phelypaeae* - *Arthrocnemum fruticosi*, han sido 10 los inventarios llevados a cabo sobre las comunidades alteradas y 10 sobre las comunidades control.

El tratamiento numérico de los datos se ha realizado sobre la información recogida en el mes de julio y de septiembre; los resultados muestran, por tanto, el valor medio obtenido sobre ambos muestreos.

Para la evaluación del grado de estabilización de la riqueza florística alcanzada por las comunidades alteradas, respecto a las comunidades control, se ha empleado el Índice de Fugacidad (IF) propuesto por TRABAUD & LEPART (1980). La fugacidad de las especies expresa su permanencia en las parcelas a lo largo del período de observación. El Índice de Fugacidad para el conjunto florístico de una parcela, corresponde al valor medio de la fugacidad de sus especies durante un determinado período, ofreciendo una medida de la estabilidad florística de dicha parcela. Aplicado sobre el conjunto de parcelas de cada asociación, nos proporciona una idea del desarrollo florístico que han experimentado las comunidades alteradas respecto a sus correspondientes comunidades control. Dicho parámetro posee valor cero en los estadios de máxima estabilidad (comunidad control), incrementándose cuanto mayor es la inestabilidad de la comunidad alterada.

Para el tratamiento numérico de los datos fitosociológicos, entre las diversas transformaciones (MAAREL, 1979) que podemos aplicar a los datos tomados según la mencionada escala, se ha empleado la transformada según BRAUN-BLANQUET (1964) para obtener los porcentajes de las Frecuencias Relativas específicas (FR). Dicho parámetro cuantitativo, representa el porcentaje de superficie de suelo ocupado por una especie; es, por tanto, una estima de la abundancia relativa de las especies.

Para expresar la importancia relativa de las especies en las comunidades de cada asociación, en un período determinado, se ha calculado el Índice de Contribución Específica (CE) (FORGEARD & TOUFFET, 1979). El valor de este parámetro, es la relación de la frecuencia específica de una especie respecto a la suma de las frecuencias específicas de todas las especies.

Finalmente, los porcentajes empleados en el análisis del Espectro de Formas de Crecimiento, así como los relativos al Espectro Sintaxonómico se han calculado a partir de los datos de Contribución Específica (CE) para las especies perennes en estudio.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. EVOLUCIÓN DE LA ESTRUCTURA CUALITATIVA

##### 3.1.1. ASPECTOS FISIONÓMICOS: ALTURA DE LA VEGETACIÓN

Debemos señalar que inicialmente, entre las dos comunidades control observadas existe una notable diferencia respecto a su altura; factor a considerar en la posterior interpretación del proceso de regeneración.

Debido a que son *Sarcocornia fruticosa* y *Arthrocnemum macrostachyum* las especies que configuran la típica fisionomía de las comunidades en estudio, el análisis de este parámetro se ha basado en los valores registrados para ambas especies. En la Figura 1 se ilustra el comportamiento de las comunidades con respecto a este parámetro fisionómico.

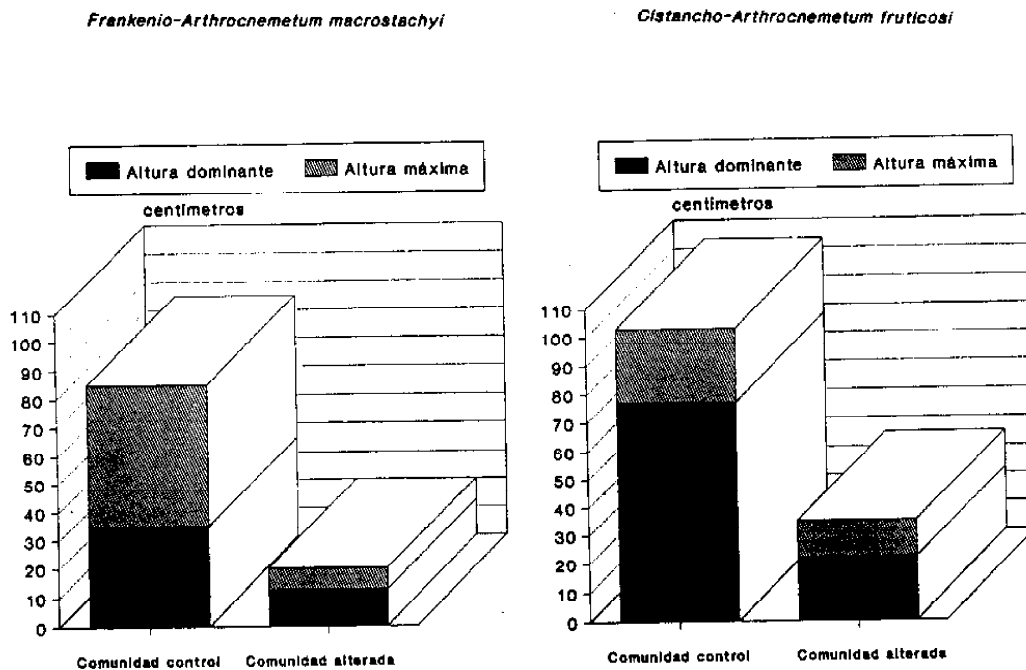


Figura 1: Evolución de la Altura de la vegetación (cm.) en las comunidades control y alteradas para las dos asociaciones.

En la asociación *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi* (Parcelas 1 y 2) la altura dominante de la comunidad control es debida a *Arthrocnemum macrostachyum*; la altura máxima alcanzada como promedio en esta formación corresponde a *Sarcocornia fruticosa*, presente también en dicha asociación. Tras los efectos del fuego, la altura dominante que presentaba la comunidad alterada es atribuida a otras especies: *Suaeda vera* y *Sarcocornia fruticosa*; la altura máxima reflejada en esta formación es la alcanzada por esta segunda especie.

En la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* (Parcelas 3, 4 y 5), es *Sarcocornia fruticosa* la especie que configura tanto la altura dominante como la máxima en la comunidad control. En la comunidad alterada los valores considerados para ambas alturas, son los registrados en esta misma especie dominante; sin embargo, la presencia de otras especies (*Lygeum spartum*, *Phragmites australis* y *Suaeda vera*) puede incrementar los valores en dichos parámetros.

### 3.1.2. RIQUEZA ESPECÍFICA

En la interpretación cualitativa de los resultados, hemos de tener en cuenta que las asociaciones estudiadas poseen diferente riqueza florística relativa. La asociación *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi* descrita para la provincia corológica murciano-almeriense (RIVAS-MARTÍNEZ et al., 1984), se muestra originariamente con mayor riqueza florística que la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi*, descrita para el sudoeste ibérico (GÉHU, 1977). La riqueza específica de ambas asociaciones se muestra muy igualada en la provincia murciano-almeriense (ALCARAZ, 1984). En los Saladares de Cordovilla, la comunidad control en la asociación *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi* es más pobre en relación a la riqueza florística mostrada por la de *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* (VALDÉS & al., en preparación).

Los inventarios recogidos en las Tablas 2 y 3, muestran las asociaciones estudiadas en el mes de septiembre, con sus respectivas comunidades control y alteradas. Se presentan sólo los inventarios del muestreo de septiembre, ya que las asociaciones mostraron una composición florística más representativa, en relación al muestreo de julio.

La respuesta de las comunidades alteradas por recuperar la riqueza florística de la comunidad control, es cuantitativamente menor en la asociación *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi*, en relación a la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* (ver Figura 2).

Hemos de prestar especial atención a las modificaciones cualitativas introducidas por el fuego. Entre los cambios más significativos ocasionados en la composición específica de las comunidades alteradas, destacaremos la ausencia de *Arthrocnemum macrostachyum* en todas las parcelas quemadas. Contrasta con esta observación, la constante presencia de *Sarcocornia fruticosa*, apareciendo en el 100% de los inventarios realizados sobre las comunidades alteradas de *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* y en el 50% de *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi*.



	COMUNIDAD CONTROL				COMUNIDAD ALTERADA		
	51	51	51	51	51	51	51
Altitud (1 = 10 m.)	51	51	51	51	51	51	51
Área en m <sup>2</sup>	30	30	30	30	30	30	30
Cobertura %	80	90	60	70	1	1	1
N.º orden	1	2	3	4	1*	2*	3*

**Características de asociación y unidades superiores:**

<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	4.4	4.4	4.4	3.3	—	—	—
<i>Limonium cossonianum</i>	—	+	—	—	—	—	—
<i>Limonium eugeniae</i>	—	—	+	—	—	—	—
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	2.3	3.3	2.2	3.3	+	—	+

**Acompañantes:**

<i>Puccinellia stenophylla</i>	—	1.1	+	+	—	—	—
<i>Elymus curvifolius</i>	—	+	—	—	—	—	—
<i>Aeluropus littoralis</i>	—	1.2	—	—	+	+	—
<i>Juncus maritimus</i>	—	+	—	—	—	+ .2	—
<i>Suaeda vera</i>	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	+
<i>Bupleurum semicompositum</i>	—	—	+	—	—	—	—

Tabla n.º 2: Inventarios tomados en el muestreo de septiembre sobre la comunidad FRANKENIO CORYMBOSAE-ARTHROCNETUM MACROSTACHYL.

PARCELA N.º 1: Inventarios 1, 2 y 1\*, 2\*.

PARCELA N.º 2: Inventarios 3, 4 y 3\*.

	COMUNIDAD CONTROL					COMUNIDAD ALTERADA				
	1	2	3	4	5	1*	2*	3*	4*	5*
Altitud (1 = 10 m.)	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Área en m <sup>2</sup>	40	40	40	40	40	20	20	30	25	25
Cobertura %	90	100	90	90	70	30	20	20	30	30
N.º orden	1	2	3	4	5	1*	2*	3*	4*	5*

**Características de asociación y unidades superiores:**

<i>Sarcocornia fruticosa</i>	5.5	5.5	5.5	5.5	4.4	3.2	2.2	2.1	1.1	1.1
<i>Limonium cossonianum</i>	+	—	+	+	+ .2	+	—	—	—	—
<i>Limonium eugeniae</i>	—	—	+	—	—	—	—	—	—	—
<i>Limonium supinum</i>	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Limonium gr. delicatulum</i>	—	—	+	+	+ .2	—	—	—	—	—
<i>Inula crithmoides</i>	—	—	+	—	+	—	—	+	1.1	1.1
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	2.3	2.3	+	2.2	2.2	—	—	—	—	—

**Acompañantes:**

<i>Juncus maritimus</i>	—	—	+ .2	—	+	—	—	+ .2	1.2	1.2
<i>Juncus subulatus</i>	—	+	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Puccinellia stenophylla</i>	+	1.2	2.2	2.2	1.2	—	—	—	—	—
<i>Spergularia media</i>	—	+	—	—	—	—	+	+	—	—
<i>Aeluropus littoralis</i>	—	—	+	+ .2	1.2	—	—	+	2.2	2.2
<i>Elymus hispidus</i>	—	—	+	—	—	—	—	—	—	—
<i>Elymus curvifolius</i>	—	—	—	+	+	—	—	—	—	—
<i>Suaeda vera</i>	1.1	1.1	+	1.1	+	+ .1	+	—	—	—
<i>Lygeum spartum</i>	—	—	—	—	1.1	—	—	—	2.1	2.1
<i>Phragmites australis</i>	—	—	—	—	+	—	—	+	+	+
<i>Sonchus tenerrimus</i>	—	—	—	—	+	—	—	—	—	—

Tabla n.º 3: Inventarios tomados en el muestreo de septiembre sobre la comunidad CISTANCHO PHELYPAEAE-ARTHROCNETUM FRUTICOSI.

PARCELA N.º 3: Inventarios 1, 2 y 1\*, 2\*.

PARCELA N.º 4: Inventarios 3 y 3\*.

PARCELA N.º 5: Inventarios 4, 5 y 4\*, 5\*.

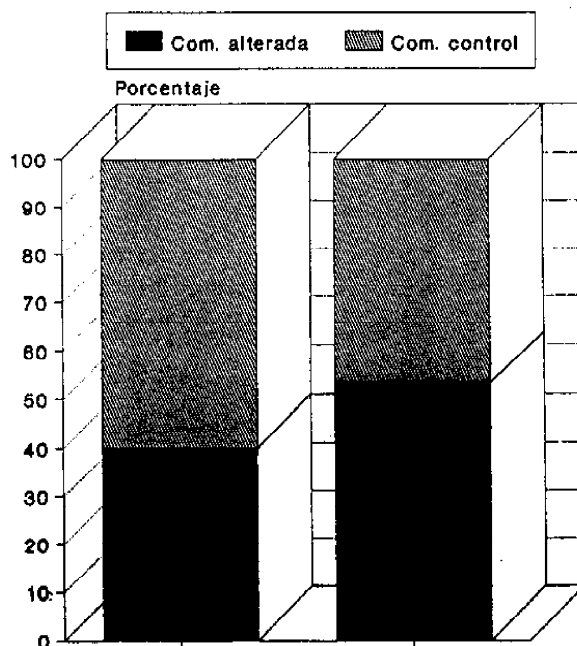


Figura 2: Evolución de la Riqueza Específica en las comunidades alteradas respecto a sus comunidades control, en las dos asociaciones.

*Suaeda vera* se presenta constantemente en las parcelas quemadas de esta última asociación, registrándose en el 100% de los inventarios tomados en las comunidades alteradas. En la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi*, dicha especie sólo se presenta en el 40% de las comunidades alteradas junto a *Inula crithmoides* que se presenta con un 50'0% de constancia.

Son diversas las especies rizomatosas que logran sobrevivir al fuego en la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi*, tal y como reflejan sus elevados porcentajes de constancia: *Aeluropus littoralis* y *Juncus maritimus* (ambos con 60'0%), *Phragmites australis* (50'0%) y *Lygeum spartum* (40'0%). Sin embargo, solamente se presentan dos en la asociación *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi*: *Aeluropus littoralis* (66'6%) y *Juncus maritimus* (33'3%).

Aplicando el Índice de Fugacidad (IF) para la interpretación del grado de inestabilidad manifestado por las comunidades alteradas en relación con sus respectivas comunidades control, los valores obtenidos para ambas asociaciones resultan muy elevados. También se observan diferencias en su comportamiento, debido a que la asociación *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi* presenta una mayor inestabilidad (IF = 60'0%) que *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* (IF = 47'1%).

### 3.2. EVOLUCIÓN DE LA ESTRUCTURA CUANTITATIVA

#### 3.2.1. ASPECTOS FISIONÓMICOS: COBERTURA DE LA VEGETACIÓN

El reestablecimiento de la vegetación en los suelos quemados, se ha manifestado como un proceso muy lento: en ninguna parcela se ha superado el 25% de recubrimiento vegetal de las comunidades alteradas, transcurrido el primer período vegetativo tras el incendio.

Se ha observado también una notable diferencia cuantitativa entre las dos asociaciones en estudio, ya que la cobertura alcanzada por la comunidad alterada de *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi* es significativamente inferior a la de la comunidad alterada de la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* (ver Figura 3).

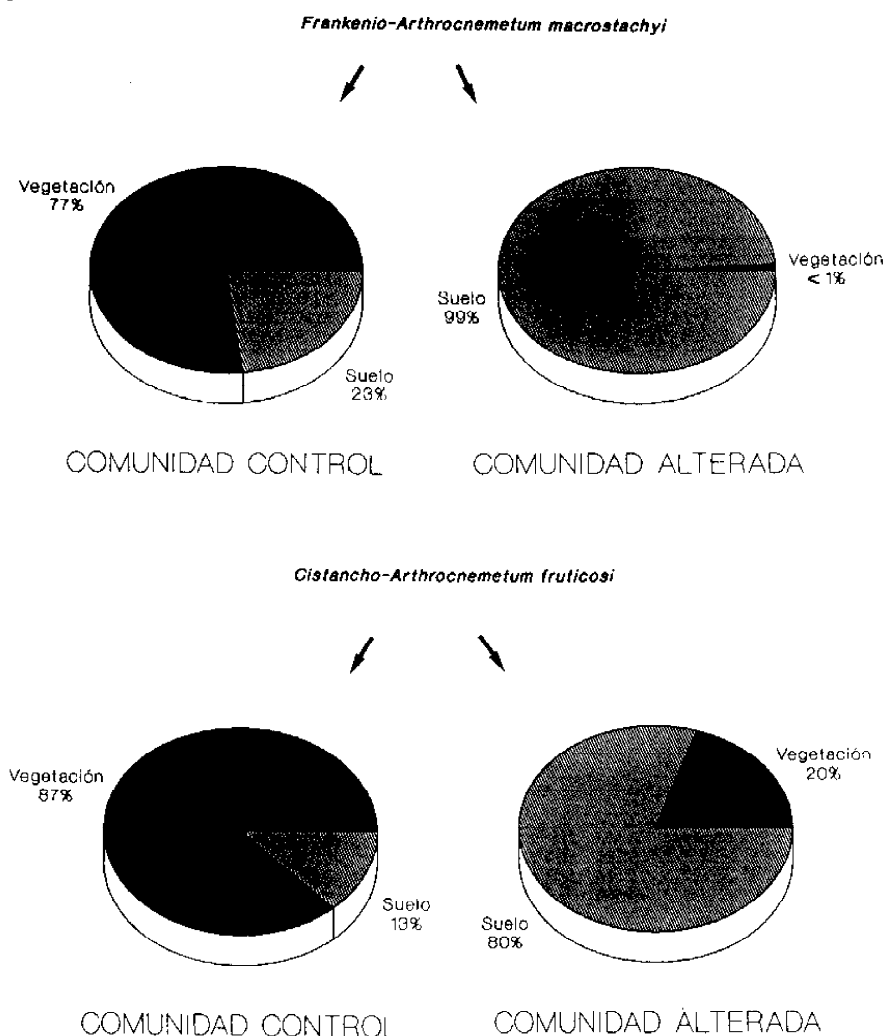


Figura 3: Evolución de la Cobertura vegetal (%) en las comunidades control y alterada para las dos asociaciones.

### 3.2.2. CONTRIBUCIÓN ESPECÍFICA

El análisis de las frecuencias relativas específicas (FR) y el índice de contribución específica (CE), revela profundos cambios en la estructura cuantitativa de las comunidades afectadas por el fuego.

Las Tablas 4 y 5 reflejan los valores del índice de contribución específica para las comunidades control y alteradas de ambas asociaciones, estimados a partir de sus respectivas frecuencias relativas específicas.

En la comunidad control de *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi*, la aportación específica de *Arthrocnemum macrostachyum* representa el componente mayoritario, con una abundante aportación cuantitativa (FR = 56'2%). Tras el incendio, ante la ausencia de esta especie, *Suaeda vera* pasa a ser la de mayor contribución específica en la comunidad alterada, con una reducida abundancia relativa (FR = 1'7%).

En la asociación *Cistancho-Arthrocnemum fruticosi* la contribución específica principal de la comunidad control, recae fundamentalmente sobre *Sarcocornia fruticosa* con una elevada aportación de individuos (FR = 68'0%). En la comunidad alterada esta importancia específica la reparte con *Lygeum spartum*; especie que manteniendo su abundancia relativa después del incendio (FR = 11'2%), incrementa su contribución específica hasta casi triplicarla. Resulta también muy significativa la gran aportación específica alcanzada por *Aeluropus littoralis* en la comunidad alterada, que eleva notablemente su frecuencia relativa (FR = 7'5%).

COMUNIDAD CONTROL		COMUNIDAD ALTERADA	
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	59'3	<i>Suaeda vera</i>	58'6
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	31'6	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	13'8
<i>Suaeda vera</i>	5'2	<i>Juncus maritimus</i>	13'8
<i>Aeluropus littoralis</i>	2'6	<i>Aeluropus littoralis</i>	13'8
<i>Puccinellia stenophylla</i>	0'9		

Tabla n.º 4: Valores de la Contribución Específica (CE %) para las principales especies (CE > 0'5%) en la comunidad FRANKENIO-ARTHROCNETUM MACROSTACHYI.

COMUNIDAD CONTROL		COMUNIDAD ALTERADA	
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	65'1	<i>Lygeum spartum</i>	32'7
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	12'4	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	31'6
<i>Lygeum spartum</i>	11'9	<i>Aeluropus littoralis</i>	22'0
<i>Puccinellia stenophylla</i>	3'9	<i>Juncus maritimus</i>	8'6
<i>Suaeda vera</i>	3'4	<i>Inula crithmoides</i>	3'5
<i>Aeluropus littoralis</i>	2'1		
<i>Limonium cossonianum</i>	0'7		

Tabla n.º 5: Valores de la Contribución Específica (CE %) para las principales especies (CE > 0'5%) en la comunidad CISTANCHO-ARTHROCNETUM FRUTICOSI.

### 3.3. ESPECTRO DE FORMAS DE CRECIMIENTO

El estudio de las modificaciones experimentadas por la vegetación tras el incendio, respecto a los tipos biológicos que integran sus comunidades vegetales, así como las estrategias empleadas por las especies para sobrevivir al fuego, revela datos importantes del inicial proceso de regeneración.

En las estrategias observadas por las diferentes especies en su regeneración tras el incendio, señalaremos que no se ha registrado ninguna nueva germinación en las parcelas incendiadas. En este primer año de recuperación, únicamente se ha constatado la vía vegetativa como recurso de supervivencia.

En la comunidad control de *Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi*, los nanofanerófitos representan hasta el 96'1%. En el escaso porcentaje restante, los hemicriptófitos alcanzan el 3'6%; los caméfitos 0'2% y los geófitos 0'1%. En la comunidad alterada, el fuego provoca un incremento de los hemicriptófitos y geófitos (ambos con el 13'8%) en detrimento de los nanofanerófitos, que reducen su abundancia hasta el 72'4%.

La forma de crecimiento vegetativa mediante cepa o potente sistema radicular, propia de los nanofanerófitos y caméfitos, domina en la comunidad control de esta misma asociación (96'3%). Las especies rizomatosas y aquellas otras con macolla sólo presentan unas abundancias relativas de 2'7 y 1'0%, respectivamente. Tras el incendio, los rebrotes de cepa mantienen su clara dominancia en la comunidad alterada (72'4%) y las especies rizomatosas incrementan de manera considerable su abundancia (27'6%).

La comunidad control de la asociación *Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi*, también está dominada por nanofanerófitos (80'9%), junto a los que encontramos caméfitos (12'7%); hemicriptófitos (6'2%) y geófitos y helófitos (el 0'2% restante). En la comunidad alterada por el fuego se pierde la dominancia de los nanofanerófitos (32'0%) pasando a ser los caméfitos el grupo ligeramente mayoritario (36'6%). Los hemicriptófitos también incrementan notablemente (22'4%) junto a geófitos (8'6%) y, más escasamente, los helófitos (0'4%).

El espectro de crecimiento vegetativo de su comunidad control es el siguiente: cepa (81'9%); rizoma (14'2%) y macolla (3'9%). En la comunidad alterada tiene lugar un profundo cambio, debido al auge de las especies rizomatosas (63'7%) frente a los rebrotes de cepas quemadas (36'3%).

### 3.4. ESPECTRO SINTAXONÓMICO

El incendio provoca la profunda alteración de ambas formaciones vegetales, más notoriamente en *Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi*.

Modificando las peculiares características sintaxonómicas iniciales de ambas asociaciones pertenecientes a la clase *Arthrocnemetea*, las comunidades alteradas pierden su entidad fitosociológica original, en un proceso de deriva sintax-

xonómica hacia las clases *Pegano-Salsotea*; *Juncetea maritimi* y *Lygeo-Stipetea*.

La Figura 4 refleja los espectros sintaxonómicos estimados a nivel de clase, en las comunidades control y alteradas de ambas asociaciones.

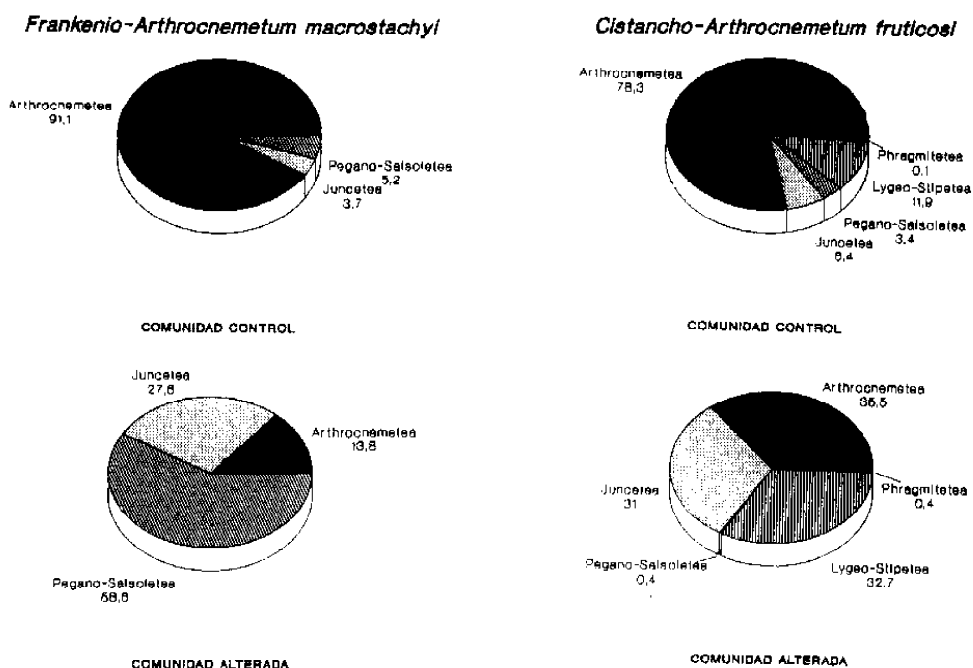


Figura 4: Espectro sintaxonómico de las asociaciones, en sus respectivas comunidades control y alterada.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Ante la lentitud que exige la recuperación de la vegetación en zonas quemadas, el transcurso de un solo año no nos permite más que observar algunas tendencias generales en el inicio del proceso.

Los incendios que tienen lugar en los Saladares de Cordovilla, representan un importante agente desestabilizador en la estructura de las comunidades fruticosas de vegetación estrictamente halófila. La riqueza florística de las comunidades alteradas sufre un notable impacto, presentando un grado de inestabilidad muy elevado en relación a la respuesta observada en otras formaciones vegetales (TRABAUD & LEPART, 1980).

Los suelos quemados ocupados por este tipo de vegetación halófila, presentan un elevado índice de vulnerabilidad frente a la erosión, quedando muy desprotegidos tras el primer año después del incendio, de manera más acusada en *Frankenio-Arthrocnemum macrostachyi*. Ante porcentajes tan reducidos de

cobertura vegetal del suelo, juegan un importante papel las especies pioneras que incrementan su cobertura en estas etapas iniciales (ROOZEN & WESTHOFF, 1985).

Sin embargo, en ambas asociaciones numerosos elementos florísticos parecen poseer una preadaptación para regenerarse. Ante el fuego, las especies logran sobrevivir con diversas estrategias (TRABAUD, 1987). La más extendida entre las especies perennes de las comunidades mediterráneas es la vía vegetativa (TRABAUD & OUSTRIC, 1989). En la vegetación halófila estudiada, aquellas especies (principalmente del tipo biológico nanofanerófito) con un vigoroso sistema radicular subterráneo, les capacita para producir numerosos rebrotes después del incendio; las especies hemicriptófitas y geófitas, consiguen el mismo resultado mediante el desarrollo de rizomas. Los caméfitos se reparten entre ambas vías.

El comportamiento observado en las especies rizomatosas que experimentan un incremento considerable de dominancia en las primeras etapas después del incendio, también es comentado por otros autores (TÁRREGA & LUIS-CALABUIG, 1989).

Fitosociológicamente, se produce un cambio direccional, provocado por la modificación de las comunidades de la clase *Arthrocnemetea* alteradas por el incendio hacia otras clases sintaxonómicas (GÉHU, 1977).

La regeneración de las zonas afectadas no sigue un proceso típico de sucesión secundaria, sino que el sistema responde con un proceso de autorregeneración conforme a la lesión producida. Este tipo de comportamiento es observado también en otras comunidades mediterráneas de ecología muy diferentes (TÁRREGA & LUIS-CALABUIG, 1990).

Entre los factores observados por otros autores que puedan explicar los diferentes tipos de recolonización de las zonas quemadas (FORGEARD & TOUFFET, 1979), las rigurosas características del medio hipersalino parecen ralentizar el proceso de regeneración. El comportamiento diferencial observado entre las dos comunidades estudiadas, se caracteriza por su mayor lentitud en aquella comunidad sometida a las condiciones ambientales más rigurosas (variación estacional de salinidad); es decir, en el *Frankenio-Arthrocnemetum macrostachyi*.

Por último, no olvidaremos que las propias características del incendio afectan al tipo de recolonización. La fecha y la intensidad del incendio pueden marcar notables diferencias tanto en la posible germinación de nuevas plántulas como a la capacidad de rebrotar los pies quemados.



## 5. BIBLIOGRAFÍA

- ALCARAZ, F. (1984) *Flora y Vegetación del NE. de Murcia*. Publ. Univ. de Murcia. Murcia. 404 pp.
- ALCARAZ, F. & SÁNCHEZ, P. (1988) El paisaje vegetal de la provincia de Albacete. *Al-Basit*, 24: 9-44. Inst. de Estudios Albacetenses. Albacete.
- AUSTIN, M. P. (1981) Permanent quadrats: an interface for theory and practice. *Vegetatio*, 46: 1-10.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Aufl. Springer, Wien, New York. XIV + 865 pp.
- BRERETON, A. J. (1971) The structure of the species populations in the initial stages of salt marsh succession. *J. Ecol.*, 59: 321-338.
- CASTROVIEJO, S. & CIRUJANO, S. (1980) *Sarcocornietea* en La Mancha (España). *Anales Jard. Bot. Madrid*, 37 (1): 143-154. Madrid.
- CIRUJANO, S. (1989) Los Saladares de Cordovilla (Tobarra, Albacete). Caracterización e importancia. *Al-Basit*, 25: 209-217. Albacete.
- CIRUJANO, S.; MONTES, C. & GARCÍA, LI. (1988) Los humedales de la provincia de Albacete. Una panorámica general. *Al-Basit*, 24: 77-95. Inst. de Estudios Albacetenses. Albacete.
- CORRE, J. J. (1970) La méthode des «transects» dans l'étude de la végétation littorale. *Bull. Acad. et Soc. Lorraines des Sciences*, 9 (1): 59-79.
- FORGEARD, F. & TOUFFET, J. (1979) Les premières phases de recolonisation végétale après incendie dans les pelouses et les landes de la région de Paimpont (Ille-et-Vilaine). *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 126, Lettres Bot. (4): 473-485.
- GÉHU, J. M. (1977) Quelques données sur les *Arthrocnemetea fruticosi* ibériques sud-occidentaux. *Acta Botanica Malacitana*, 3: 145-157.
- GÉHU, J.-M. & GÉHU-FRANCK, J. (1960) L'évolution du sol et de la végétation, après incendie, dans une lande bretonne. Premières observations. *Bull. Lab. Marit. Dinard.*, 46: 42-77.
- HOSSAERT-PALAUQUI, M. & GAUTIER, N. (1980) Régénération d'une lande après incendie. I. Evolution de la structure du peuplement végétal au cours de la première année. *Bull. Ecol.*, 11 (3): 373-386.
- LONDO, G. (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33 (1): 61-64.
- MAAREL, E. VAN DER (1979) Transformation of Cover-Abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39 (2): 97-114. The Hague.
- MAAREL, E. VAN DER & WERGER, M. J. A. (1978) On the treatment of succession data. *Phytocoenosis*, 7 (1-4): 257-278.
- MONTES, C. & RAMÍREZ-DÍAZ, L. (1978) *Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales*. Publ. Univ. Sevilla. Sevilla. 82 pp.
- MONTSERRAT, P. (1978) El incendio de pastizales y sus peligros. *Pastos*, 8 (1): 31-36.
- ROOZEN, A. J. M. & WESTHOFF, V. (1985) A study on long-term salt marsh succession using permanent plots. *Vegetatio*, 61: 23-32.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S.; ALCARAZ, F.; BELMONTE, D.; CANTO, P. & SÁNCHEZ-MATA, D. (1984) Contribución al conocimiento de la vegetación de los saladares del sureste de la Península Ibérica (*Arthrocnemion glauci*). *Documents phytosociologiques*, N.S. 8: 335-342.
- TÁRREGA, R. & LUIS-CALABUIG, E. (1989) Análisis temporal durante tres años consecutivos de las primeras fases de regeneración post-fuego en robledales de la provincia de León. *Studia Oecologica*, 6: 205-216.
- TÁRREGA, R. & LUIS-CALABUIG, E. (1990) Forest fires and climatic features in León Province (Spain). Fire effects on *Quercus pyrenaica* ecosystems. In: GOLDAMMER, J. G. & JENKINS, M. J. (eds.) *Fire in Ecosystem Dynamics*: 63-69. SPB Academic Publishing bv. The Hague.

TRABAUD, L. (1987) Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in mediterranean ecosystems. In: TENHUNEN, J. D. (ed.) *Plant response to stress*: 607-621. Springer-Verlag. Berlin.

TRABAUD, L. (1990) Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue. In: GOLDAMMER, J. G. & JENKINS, M. J. (eds.) *Fire in Ecosystem Dynamics*: 21-32. SPB Academic Publishing bv. The Hague.

TRABAUD, L. & LEPART, J. (1980) Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43: 49-57.

TRABAUD, L. & OUSTRIC, J. (1989) Comparaison des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de ciste. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 44: 3-13. París.

VALDÉS, A.; GONZÁLEZ-BESERAN, J. L. & MOLINA, R. (en preparación) *Flora y Vegetación de los Saladares de Agramón y Cordovilla (Albacete)*. Inst. de Estudios Albacetenses. Albacete.

J. L. G. B. • A. V. F. • R. M. C.