

# ESTUDIO ECOLÓGICO DE LOS ORIBÁTIDOS (ACARI, ORIBATIDA) DE PINARES INCENDIADOS DE UNA ZONA DE LA SIERRA DE GREDOS (ÁVILA, ESPAÑA). 1. ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD Y EL EQUILIBRIO DE LAS POBLACIONES<sup>1</sup>

GIL MARTÍN, Jesús e ITURRONDOBEITIA BILBAO, Juan Carlos

## Resumen

En el presente trabajo se analizan los efectos de los incendios forestales (no prescritos) sobre las comunidades de Acaros Oribátidos de pinares (*Pinus pinaster*) incendiados en la Sierra de Gredos (Ávila, España Central).

La diversidad de especies se presenta como muy sensible al fuego. Los incendios forestales en los pinares estudiados son muy intensos y destructivos, lo que provoca importantes pérdidas de biomasa y diversidad en el ecosistema, en general, y en el suelo, en particular. Sin embargo, a corto plazo se observa un incremento de riqueza en el suelo. La recolonización tras el incendio, se produce desde la periferia y zonas no quemadas del área incendiada hacia el centro y desde las capas profundas del suelo hacia las superficiales. La regeneración se verifica en dos momentos: (1º) recuperación de las densidades poblacionales, y (2º) recuperación de la diversidad y la riqueza de especies. Se analiza también, la ecología

<sup>1</sup> Investigación financiada por la Institución de Investigaciones y Estudios Abulenses "Gran Duque de Alba" y por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología -CICYT- (Proyecto FOR91-1091-CO2-02).

de las especies en este área, ofreciéndose las especies mejor distribuidas y las de menor amplitud de nicho.

**Palabras clave:** Incendios, Oribátidos, Sincrónico, Diversidad, Pinares, España.

## 1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo es parte de un estudio global sobre los Oribátidos de pinares (*Pinus pinaster*) incendiados de un sector de la cara Sur de la Sierra de Gredos (Ávila, Centro de España).

El muestreo para el citado estudio global, se realizó sobre 20 localidades de la referida zona geográfica, 18 zonas incendiadas de diferentes edades y dos zonas no incendiadas (blancos), cuya caracterización aparece en un trabajo previo (ITURRONDOBEITIA et GIL-MARTIN, *in litt.*) —que también forma parte de este estudio global—, al que nos remitimos en esta materia para evitar reiteraciones innecesarias.

Se trata de un estudio de tipo sincrónico, ya que el muestreo que le sirve de base se efectuó en un instante concreto (Julio/Agosto de 1992) sobre diversas localidades que habían resultado incendiadas (18) hacía diferente número de años, además de dos zonas blanco —no incendiadas al menos en los últimos 100 años—, en lugar de someter a muestreo la misma zona en sucesivos años tras el incendio (estudio diacrónico).

En el aspecto ecológico, se tenía por objeto analizar el comportamiento de las comunidades de Oribátidos en zonas incendiadas, esto es, la alteración que sufrían con el incendio y la recuperación que experimentaban a medida que iba pasando el tiempo desde que se quemó la zona (edad de abandono).

Para ello se tomaron, como se ha indicado, en el mismo instante, y mediante una sonda cilíndrica de 20 x 8 cm. (1 litro), muestras de varias localidades que se encontraban en diferentes momentos de su evolución post-incendio (años o edad de abandono), concretamente se muestrearon dos zonas blanco o testigo (no incendiadas), una zona incendiada hacía 18 años, una zona de 16 años, tres de 12 años, tres de 6 años, tres de 3 años, cuatro de 2 años, y tres de 1 año. En las dos zonas blanco y en las de 18 y 16 años, se tomó una muestra (cuatro muestras en total), y en las restantes dieciséis zonas incendiadas se tomaron dos muestras, una en la zona central del incendio y otra en la periferia (32 muestras en total), por lo que de modo global se contó con 36 muestras; éstas se subdividieron para su estudio en submuestras de superficie (10 primeros cm) y sub-



muestras de profundidad (10 cm restantes), resultando 72 unidades de muestra analizadas por separado. A continuación se expone, una tabla en la que se observan las diferentes localidades empleadas en el estudio, ordenadas según su edad de abandono y con su nombre en clave que se corresponde con el utilizado en todo el estudio global (y cuyos detalles se pueden observar en ITURRONDOBEITIA et GIL-MARTIN, *op. cit.*).

AÑO INCENDIO/EDAD ABANDONO		LOCALIDADES
1991	1	G1, C1, S4
1990	2	S1, P2, A1, G2
1989	3	G4, C2, P3
1986	6	H2, H1, E1
1980	12	G3, V1, P1
1976	16	SC3
1974	18	SC2
BLANCOS-ZONAS NO INCENDIADAS		BL1, BL2

La nomenclatura empleada para las 72 unidades de muestra (submuestras) del estudio, sería el código distintivo de localidad (según la tabla anterior) seguido de una o dos letras. Si aparece una sola (en BL1, BL2, SC2 y SC3), sería una S o una P, significando que se trata de la unidad de superficie o de la de profundidad, respectivamente. Si aparecen dos letras (en las restantes localidades), la primera, sería una C o una P, significando si proviene de la muestra de centro o de periferia, y la segunda, sería una S o una P, con el mismo significado que en el caso anterior. Ejemplos: BL1S (Blanco 1, unidad de superficie), C1CP (Candeleda 1, muestra de centro, unidad de profundidad).

En cuanto a la denominación abreviada de las especies de Acaros Oribátidos surgidas y empleadas en este estudio ecológico, utilizadas para mejorar la operatividad en la elaboración de las tablas y en las representaciones gráficas, al final de este trabajo (Anexo I) se ofrece un listado con las especies y su correspondiente nombre abreviado (que resulta un código de tres letras, en el que la primera es también la primera letra del nombre genérico y las dos restantes son las dos primeras letras del nombre específico, salvo en casos de coincidencia).

El estudio ecológico de los resultados del estudio global referido que nos sirve de base, se comienza con el presente trabajo, en el que se analizan sobre las muestras o sitios: la diversidad específica, la diversidad relativa o equitatividad, y la constante de Motomura, y sobre las especies: la valencia ecológica (y amplitud de nicho), y la constante de Motomura, y se concluye con otro trabajo posterior de los mismos autores (GIL MARTÍN et ITURRONDOBEITIA BILBAO, *in litt.*), donde se analizan las afinidades entre especies (interespecíficas) y entre medios o muestras (cenóticas), y las relaciones de las especies con las muestras (sitios), por un lado, y con algunos parámetros fisicoquímicos de esos suelos, por otro.

En ambos trabajos, en los casos en que ha sido oportuno, se han realizado interpretaciones sobre los resultados de los distintos indicadores ecológicos, teniendo en cuenta los factores básicos presentes en el diseño de nuestro estudio: principalmente, la edad de abandono de la zona incendiada, y más secundariamente, los factores centro/periferia y superficie/profundidad.

También se tuvo en cuenta inicialmente en el estudio, además de la edad de abandono, la extensión de la zona incendiada, habiéndose diferenciado en principio las localidades como pertenecientes a tres clases de tamaño: 1-8 Ha., 8-50 Ha., y > 50 Ha., pero no ofreciendo ningún resultado interpretable los datos en este sentido, se decidió no entrar en una mayor profundización de su análisis.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

Con el objeto de evitar la aparición de errores en la aplicación de los programas de análisis y hacer fiables los resultados de los tratamientos para su más correcta interpretación, sobre la matriz inicialmente elaborada con las abundancias de las diferentes especies (111) en los distintos sitios o unidades de muestra (72), se hizo una depuración, eliminándose las especies que sólo aparecían en una muestra y con un solo individuo (recesivas o raras). Así, los análisis que se realizan en este trabajo, utilizan una matriz que consta de 66 muestras o sitios y 65 especies (Anexo II).

En el estudio por muestras de la diversidad, se ha empleado la teoría de la información aplicada por Shannon-Weaver con este objeto, según CANCELA DA FONSECA (1969).

La diversidad específica o real ( $H_s$ ), se halla en función de la probabilidad de encontrar una especie  $i$  en una muestra  $s$ , a partir de la fórmula matemática:



$$H_s = -K \sum p_i \log p_i$$

donde  $p_i = n_i/N$ , es la frecuencia relativa de la especie  $i$  ( $n_i = n^\circ$  de individuos de la especie  $i$ , y  $N = n^\circ$  total de individuos de la muestra), y  $K$  es la constante correctora.

Para el cálculo de la diversidad específica se ha empleado el logaritmo en base 2, por lo que los valores resultantes se ofrecen en bits o unidades básicas de información.

La diversidad relativa o equitatividad ( $E$ ), se calcula como la relación existente entre la diversidad real obtenida y la diversidad máxima posible para una muestra ( $H_m$ ).

Así, siendo la diversidad máxima  $H_m = \log S$ , donde  $S$  es el número de especies de la muestra  $s$ , la fórmula matemática para el cálculo de la equitatividad sería:

$$E = H_s/H_m$$

Este indicador, que es una medida del equilibrio de las poblaciones (en las muestras), toma valores entre los extremos 0 y 1, considerándose valores indicativos de poblaciones equilibradas según DAGET (1979) por encima de 0,8. También se considera indicador de estabilidad poblacional (ITURRONDOBEITIA et SALOÑA, 1990).

En el estudio por especies, la diversidad es tomada como medida de la valencia ecológica de la especie (PINEDA *et al.*, 1981), esto es, la amplitud de condiciones del medio en las cuales un organismo o una función pueden existir (BACHELLIER, 1978). Y la amplitud de nicho —niche ecológico: el oficio o función ecológica que desempeñan una o más especies dentro del ecosistema (MARGALEF, 1981)—, ofrece una información idéntica que el anterior indicador.

Se ha aplicado el modelo loglineal de Motomura (DAGET, 1979), tanto al estudio por muestras como por especies. El valor que toma la constante de Motomura ( $KM$ ), empleado para el estudio de la distribución de abundancias de especies, calculado para muestra nos indica el reparto del número de individuos entre las especies de la muestra, y calculado para especies nos indica el reparto del número de individuos de la especie entre las diferentes muestras.

Una explicación más en profundidad sobre la aplicación de este modelo matemático en Oribátidos, puede encontrarse en CANCELA DA FONSECA (*op. cit.*), ASCACIBAR et ITURRONDOBEITIA (1983) y DEL CAMPO et ITURRONDOBEITIA (1984).

El programa informático empleado para el cálculo de los indicadores de diversidad y equilibrio de las poblaciones, ha sido realizado por el segundo autor de este trabajo, el Dr. J. C. Iturrondobeitia.

Las representaciones gráficas (diagramas de cajas) ofrecidas en el apartado de resultados, han sido realizadas con el programa SPSS (versión 6.1.2.) para Windows.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1.- Exposición y valoración de los resultados obtenidos

Sobre la matriz de datos de la tabla del Anexo II, se realizan los tratamientos que nos ofrecen los resultados que a continuación se exponen y someten a interpretación.

##### 3.1.1.- Sobre las muestras o sitios

Los resultados de los cálculos de indicadores ecológicos sobre las muestras, se exponen en la Tabla I.

MUE ST .	N sp	N ind	Div	Div Max	Equit	K M
BL1S	5	54	1.57	2.32	0.67	0.42
BL1P	8	62	1.59	3.00	0.53	0.38
BL2S	2	7	0.59	1.00	0.59	0.17
BL2P	2	8	0.54	1.00	0.54	0.14
SC2S	13	99	2.62	3.70	0.71	0.71
SC2P	7	17	2.54	2.81	0.90	0.73
SC3S	3	35	0.69	1.58	0.44	0.13
G3PS	3	8	1.06	1.58	0.67	0.41
G3PP	9	17	3.01	3.17	0.95	0.84
G3CS	7	17	2.28	2.81	0.81	0.72
G3CP	16	55	3.25	4.00	0.81	0.82
V1PS	6	16	2.31	2.58	0.89	0.70
V1PP	9	31	2.31	3.17	0.73	0.68
V1CS	5	25	1.89	2.32	0.81	0.54
V1CP	5	22	1.33	2.32	0.57	0.39
P1PS	3	4	1.50	1.58	0.95	0.71
P1PP	5	8	2.16	2.32	0.93	0.75
P1CS	13	51	3.32	3.70	0.90	0.79
P1CP	8	29	2.23	3.00	0.74	0.63
H2PS	5	11	1.67	2.32	0.72	0.68



H2PP	6	11	2.48	2.58	0.96	0.81
H2CS	3	7	1.38	1.58	0.87	0.50
H2CP	7	12	2.69	2.81	0.96	0.83
H1PS	7	9	2.64	2.81	0.94	0.89
H1CS	3	10	1.36	1.58	0.86	0.45
H1CP	7	7	2.81	2.81	1.00	1.00
E1PS	9	27	2.87	3.17	0.91	0.75
E1PP	13	74	2.98	3.70	0.81	0.70
E1CP	3	8	1.06	1.58	0.67	0.41
G4PS	5	5	2.32	2.32	1.00	1.00
G4PP	2	8	0.54	1.00	0.54	0.14
G4CS	1	5	0.00	0.00	0.00	0.00
G4CP	1	9	0.00	0.00	0.00	0.00
C2PS	4	11	1.49	2.00	0.75	0.52
C2PP	8	17	2.44	3.00	0.81	0.79
C2CS	5	7	2.24	2.32	0.96	0.81
C2CP	15	102	2.78	3.91	0.71	0.74
P3PP	7	10	2.65	2.81	0.94	0.85
P3CS	3	13	0.77	1.58	0.49	0.30
P3CP	3	3	1.58	1.58	1.00	1.00
P2PS	13	66	2.39	3.70	0.64	0.69
P2PP	12	53	2.90	3.58	0.81	0.75
P2CS	4	12	1.73	2.00	0.86	0.56
P2CP	10	57	2.42	3.32	0.73	0.66
S1PS	8	12	2.92	3.00	0.97	0.88
S1CS	3	4	1.50	1.58	0.95	0.71
S1CP	3	13	0.77	1.58	0.49	0.30
A1PS	1	11	0.00	0.00	0.00	0.00
A1PP	12	38	2.80	3.58	0.78	0.77
A1CS	1	4	0.00	0.00	0.00	0.00
A1CP	5	25	1.40	2.32	0.60	0.36
G2PS	4	6	1.92	2.00	0.96	0.76
G2PP	13	32	3.37	3.70	0.91	0.84
G2CS	1	1	0.00	0.00	0.00	0.00
G2CP	8	67	2.58	3.00	0.86	0.76
G1PS	3	3	1.58	1.58	1.00	1.00
G1PP	4	5	1.92	2.00	0.96	0.81
G1CS	4	5	1.92	2.00	0.96	0.81
G1CP	20	79	3.5.5	4.32	0.82	0.83
C1PS	3	8	1.56	1.58	0.99	0.82
C1PP	14	117	2.62	3.81	0.69	0.69
C1CS	8	105	0.88	3.00	0.29	0.18

C1CP	13	123	2.95	3.70	0.80	0.71
S4PP	2	2	1.00	1.00	1.00	1.00
S4CS	2	2	1.00	1.00	1.00	1.00
S4CP	5	8	2.16	2.32	0.93	0.75

Tabla I.—Matriz con los valores de varios indicadores ecológicos, fundamentalmente de diversidad y equilibrio, de las muestras del estudio.

En cuanto a la diversidad específica ( $H_s$ ), se observa que las muestras que presentan unos valores especialmente elevados ( $> 3$  bits) son: G3PP, G3CP, P1CS, G2PP y G1CP, presentando también unos valores significativamente altos ( $> 2,5$  bits) las muestras: SC2S, SC2P, H2CP, H1PS, H1CP, E1PS, E1PP, C2CP, P3PP, P2PP, S1PS, A1PP, G2CP, C1PP y C1CP. Las muestras en las que nos daría una diversidad 0, serían aquellas en las que no aparece más que una especie: G4CS, G4CP, A1PS, A1CS y G2CS, presentando también valores muy bajos de diversidad específica ( $< 1$  bit) las muestras: BL2S, BL2P, SC3S, G4PP, P3CS, S1CP y C1CS. Se podría destacar, que entre las muestras con diversidad más alta hay algunas de las más recientemente incendiadas (G1CP -1 año-) y algunas de las más antiguamente incendiadas (G3CP -12 años-), no habiendo sin embargo ninguna de las muestras de zonas no incendiadas (blancos), y estando por el contrario uno de los blancos entre las muestras con una diversidad más baja (BL2).

Dejando para más adelante la valoración más profunda de la diversidad específica en función de los diferentes factores considerados en el estudio (edad de abandono, lugar dentro del incendio, nivel del suelo), se puede avanzar a la vista de los resultados reseñados, que la diversidad específica sería significativamente mayor en las porciones o capas profundas de los suelos incendiados (entre los 10 y 20 cm) que en las capas superficiales (los primeros 10 cm), ya que el 75 % de las muestras con alta diversidad son unidades de profundidad (P) y 2/3 de las muestras con baja diversidad son unidades de superficie (S).

La diversidad relativa o equitatividad (E) es alta en la mayoría de las muestras, porque al tener mayoritariamente un bajo número de individuos el reparto suele ser bastante equitativo entre las especies. Así, se dan muchos casos de muestras, por ejemplo, con cinco individuos de cuatro especies, en las que si bien el reparto es bueno, se hace a costa de una gran escasez de ejemplares. Por ello, y al margen de los ceros que aparecen en las mismas muestras en que tiene valor 0 la diversidad y de los unos que parecen en aquellas muestras con muy pocas especies en que cada una cuenta con un solo ejemplar, se tomarán en consideración para el análisis



de la equitatividad, únicamente aquellas muestras que presenten un mínimo de siete especies (valor subjetivo tomado como mínimo suficiente para poder hablar de una comunidad oribatológica, en la que poder observar equilibrio o desequilibrio).

Teniendo en cuenta lo anterior, las muestras (con más de siete especies) con una diversidad relativa o equitatividad, significativamente elevada ( $> 0,8$ ) —poblaciones equilibradas (DAGET, 1979)— serían: SC2P, G3PP, G3CS, G3CP, P1CS, H2CP, H1PS, H1CP, E1PS, E1PP, C2PP, P3PP, P2PP, S1PS, G2PP, G2CP, G1CP y C1CP; mientras que en sentido contrario las muestras con una baja diversidad relativa ( $< 0,6$ ), sin tener en cuenta un número mínimo de especies por muestra, serían: BL1P, BL2S, BL2P, SC3S, V1CP, G4PP, P3CS, S1CP y C1CS, quedando únicamente BL1P y C1CS con la premisa de que tengan al menos siete especies. Destacan con valores especialmente elevados (por encima de 0,94), en orden creciente, las muestras S1PS, H2CP, G3PP, H1PS, P3PP y H1CP, en las que la diversidad específica encontrada se acerca mucho al máximo posible (llegando a él —1— en H1CP) y que serían las zonas con poblaciones más equilibradas, y en sentido contrario, con un buen número de especies pero con un manifiesto desequilibrio en el reparto de ejemplares, en orden creciente, las muestras BL1P y C1CS.

Obsérvese, que entre las muestras de mayor diversidad relativa o más equitativas, la mayoría son unidades de profundidad (P), y cómo las muestras menos equilibradas son una zona incendiada recientemente (1 año) y una zona no incendiada (blanco).

La Constante de Motomura (K. M.), se interpretará como en el caso anterior, ya que también nos habla del equilibrio en las comunidades de Oribátidos.

Al analizar la distribución de abundancias a la luz del modelo de Motomura, a partir del valor que toma su constante en las distintas muestras, se constata que catorce muestras tienen un valor significativamente elevado ( $> 0,8$ ): G3PP, G3CP, H2PP, H2CP, H1PS, H1CP, C2CS, P3PP, S1PS, G2PP, G1PP, G1CS, G1CP y C1PS, y en sentido contrario de entre las doce muestras que presentan un valor de constante de Motomura bajo ( $< 0,5$ ), en dos ocurre esto sobre un buen número de especies presentes (8), que serían BL1P y C1CS. Destacan con un valor muy alto de la constante de Motomura, por orden creciente, las muestras S1PS, H1PS y H1CP (donde la constante alcanza la unidad), que serían aquéllas en las que se presenta un reparto más equilibrado de los ejemplares entre las especies presentes.

Haciendo un análisis conjunto de los tres indicadores estudiados anteriormente de modo pormenorizado, se constata una significativa coincidencia entre los resultados de máximos y mínimos que ofrecen las distintas muestras en función de esos indicadores. En este sentido, se pueden destacar siete muestras (pertenecientes a cinco localidades) que presentan de modo coincidente los valores más elevados de diversidad de especies, de equitatividad y de constante de Motomura: G3PP, G3CP, H1PS, H1CP, S1PS, G2PP y G1CP, lo que indicaría que es en esos lugares en los que las comunidades de Oribátidos son más diversas y equilibradas. También en el análisis conjunto, se aprecia cómo las comunidades mejor establecidas ecológicamente se encuentran en la zona profunda del suelo.

Las zonas con comunidades más desequilibradas, también se pueden observar por la coincidencia de los valores más bajos de los indicadores estudiados, siendo especialmente significativa la coincidencia en la muestra C1CS, ya destacada en sentido negativo en el análisis individualizado de los tres indicadores, donde hay una sola especie muy dominante (a ella pertenecen más del 85 % de los ejemplares) y las demás presentan abundancias muy pequeñas.

Mediante el estudio de la representación gráfica, por medio de diagramas de cajas, de los valores que toman los indicadores básicos: número de individuos y número de especies, y los derivados de éstos, tratados con anterioridad: diversidad específica, equitatividad y constante de Motomura, en función de la edad de abandono de la zona incendiada, se analiza seguidamente la evolución de la comunidad oribatológica (fundamentalmente su diversidad y su equilibrio), así como los comportamientos en función de la posición de la muestra en la zona incendiada (centro o periferia) y del nivel de suelo a que corresponda (superficial o profundo). Se ha observado en todas las representaciones, cómo el comportamiento de la estación de muestreo correspondiente a 16 años de abandono, es disarmónico con respecto a los demás, sin que parezca existir ninguna explicación lógica al respecto desde un punto de vista ecológico, por lo que el valor de esa clase de edad no se someterá a interpretación con carácter general. Todas las representaciones que se ofrecen e interpretan, se han hecho tomando conjuntamente todas las unidades de muestra (superficie + profundidad).

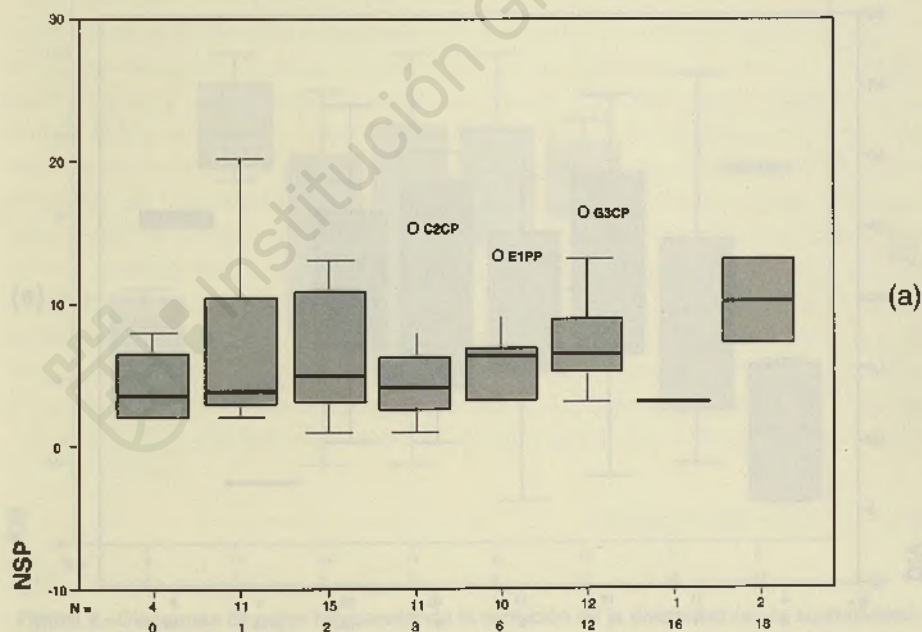
En el gráfico de la Figura 1 a, se observa: (1) que los blancos (0 años de abandono, zonas no incendiadas) presentan el menor número de especies, si bien con valores próximos a los de las clases de uno y tres años, y (2) que el número de especies sigue una tendencia creciente desde un año hasta dieciocho, siendo consistente la recuperación a partir de los seis años.



En el gráfico de la Figura 1 b, se observa: (1) que se produce una recuperación del número de ejemplares (individuos) con los años tras el incendio (abandono), si bien hasta los seis años las cantidades son muy bajas, siendo a partir de los doce años cuando el incremento se hace patente, (2) que la clase de dieciséis años de abandono muestra aquí un comportamiento interpretable con un valor intermedio en la recuperación, y (3) que los blancos muestran un número de individuos alto sólo superado por las localidades de dieciocho años.

En los gráficos de la Figura 2, se puede apreciar cómo los blancos presentan los valores de diversidad específica ( $H_s$ ), equitatividad ( $E$ ) y constante de Motomura ( $KM$ ) más bajos de todas las clases (con resultados fiables), por lo que, teniendo en cuenta -como se ha constatado anteriormente- que presentan el menor número de especies pero un número bastante alto de individuos, este resultado debe interpretarse en virtud de que en ellos hay unas pocas especies (dos) que concentran la mayor parte de los ejemplares (dominantes) y el resto (recesivas) con un bajo número de representantes. Se trataría de lugares con comunidades oribatológicas no tanto escasas como no equilibradas, probablemente estabilizadas en unos niveles bajos de diversidad.

La diversidad específica ( $DIV$ , Figura 2 a), sin tener en cuenta los blancos ya comentados, presenta las diversidades más bajas el primer año



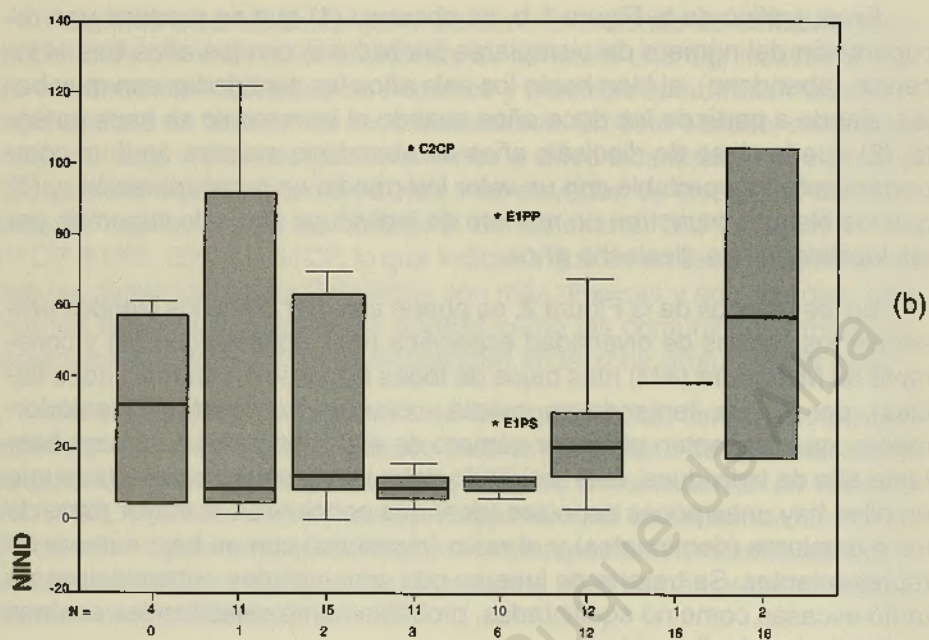
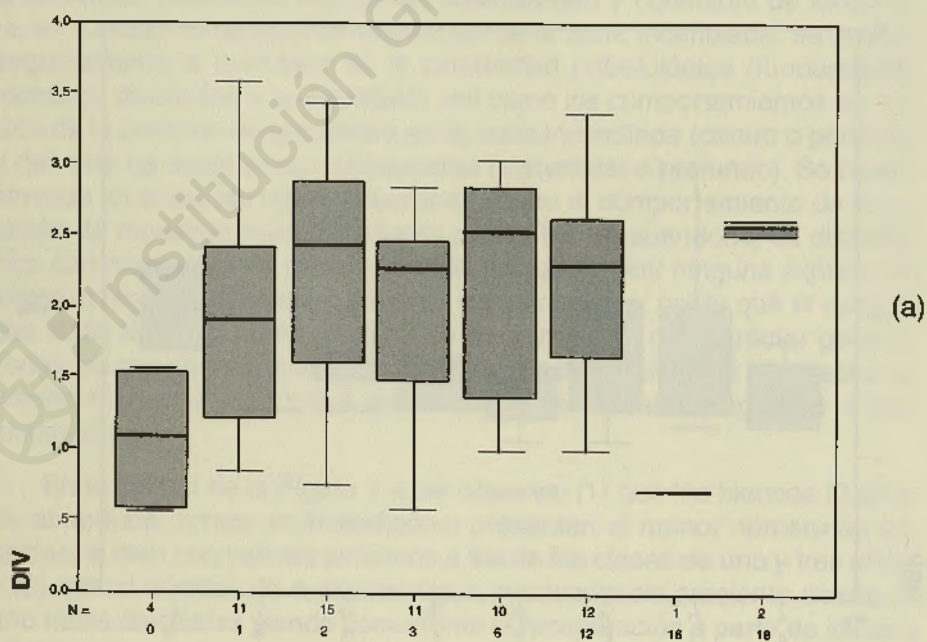


Figura 1.—Diagramas de cajas representando la evolución del número de especies (a) y del número de individuos (b) con la edad de abandono de la zona incendiada.





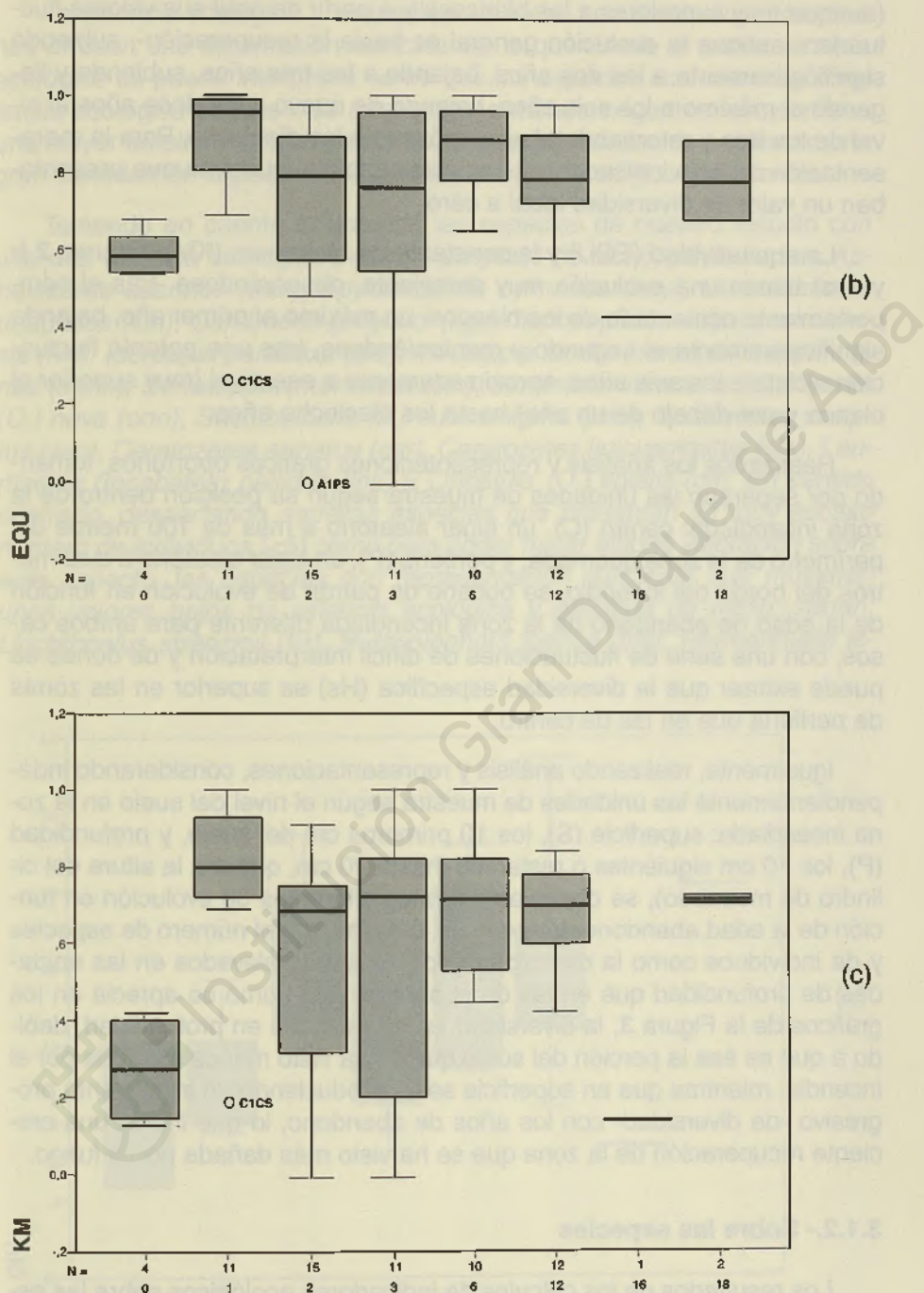


Figura 2.—Diagramas de cajas representando la evolución de la diversidad (a), la equitatividad (b) y la constante de Motomura (c) con la edad de abandono de la zona incendiada.

(aunque muy superiores a los blancos), y a partir de aquí sus valores fluctuarían -aunque la evolución general es hacia la recuperación-, subiendo significativamente a los dos años, bajando a los tres años, subiendo y llegando al máximo a los seis años, bajando de nuevo a los doce años al nivel de los tres y retornando al nivel máximo a los dieciocho. Para la representación de este indicador, se han eliminado las muestras que presentaban un valor de diversidad igual a cero.

La equitatividad (EQU) y la constante de Motomura (KM) (Figuras 2 b y 2 c) tienen una evolución muy semejante, observándose -tras el comportamiento comentado de los blancos- un máximo el primer año, bajando significativamente el segundo y manteniéndose, tras una patente fluctuación alcista a los seis años, aproximadamente a ese nivel (muy superior al blanco y por debajo de un año) hasta los dieciocho años.

Realizados los análisis y representaciones gráficas oportunos, tomando por separado las unidades de muestra según su posición dentro de la zona incendiada: centro (C), un lugar aleatorio a más de 100 metros del perímetro de la zona quemada, y periferia (P), un lugar aleatorio a diez metros del borde del incendio, se obtiene un patrón de evolución en función de la edad de abandono de la zona incendiada diferente para ambos casos, con una serie de fluctuaciones de difícil interpretación y de donde se puede extraer que la diversidad específica (Hs) es superior en las zonas de periferia que en las de centro.

Igualmente, realizando análisis y representaciones, considerando independientemente las unidades de muestra según el nivel del suelo en la zona incendiada: superficie (S), los 10 primeros cm del suelo, y profundidad (P), los 10 cm siguientes o restantes (hasta 20 cm, que era la altura del cilindro de muestreo), se observan patrones diferentes de evolución en función de la edad abandono del incendio, siendo tanto el número de especies y de individuos como la diversidad específica más elevados en las unidades de profundidad que en las de superficie. Así, como se aprecia en los gráficos de la Figura 3, la diversidad es más estable en profundidad, debido a que es ésta la porción del suelo que se ha visto menos afectada por el incendio, mientras que en superficie se va produciendo un incremento progresivo -de diversidad- con los años de abandono, lo que indica una creciente recuperación de la zona que se ha visto más dañada por el fuego.

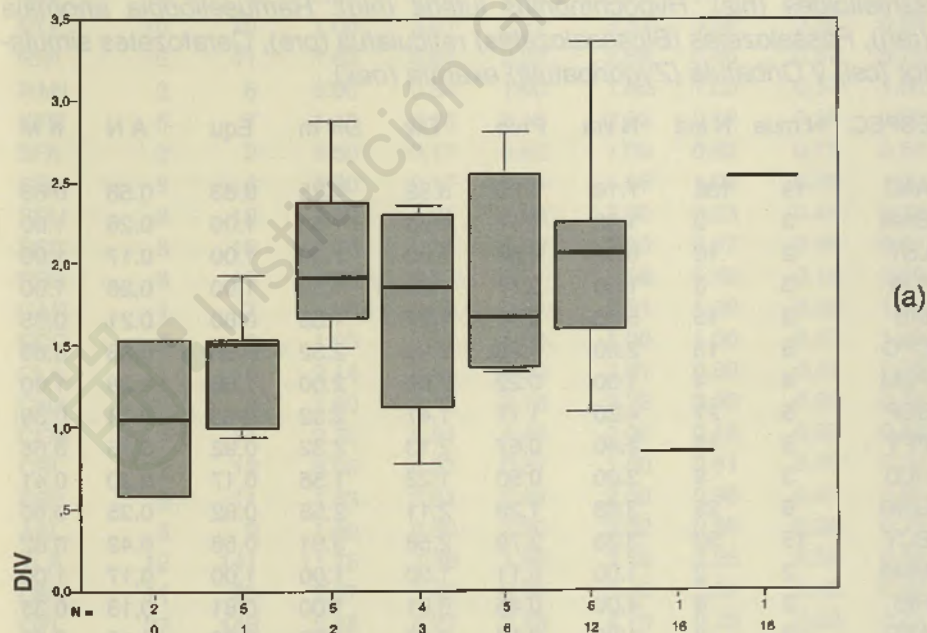
### **3.1.2.- Sobre las especies**

Los resultados de los cálculos de indicadores ecológicos sobre las especies, se exponen en la Tabla II.



La valencia ecológica y la amplitud de nicho son dos indicadores que nos ofrecen una información coincidente, lo que desde el punto de vista ecológico se puede interpretar como que las especies con una mayor valencia ecológica son las más adaptables o menos exigentes, ello conlleva una mayor amplitud de nicho, esto es, unas posibilidades de habitar en una gran variedad de lugares y condiciones (nichos ecológicos) diferentes.

Teniendo en cuenta lo anterior, las especies de nuestro estudio con una alta valencia ecológica ( $> 2,5$ ) y amplitud de nicho ( $> 0,6$ ) serían: *Aphelecarus acarinus* (aac), *Epylohmannia cylindrica* (ecy), *Licnodamaeus undulatus* (lun), *Carabodes gregorioi* (cgr), *Tectocephus velatus sarekensis* (tve), *Iberoppia paradoxa* (ipa), *Medioppia media* (mme), *Microppia minus* (mmn), *Serratoppia intermedia* (sin), *berniniella intrudens* (bit), *Opiella* (O.) *nova* (ono), *Suctobelbella* (S.) *subcornigera* (ssu), *Scutovertex sculptus* (ssc), *Ceratozetes armatus* (car), *Ceratozetes laticuspidatus* (cla), *Lauritzenia* (Incabates) *pallidus* (lpa) y *Oribatula* (O.) *tibialis* (oti). En sentido contrario, descartando aquellas especies que presentan un muy escaso número de individuos ( $< 5$ ) como para poder hacer alguna valoración sobre este aspecto, las especies con representación suficiente que muestran unos valores bajos de valencia ecológica y amplitud de nicho, serían: *Liochthonius strenzkei* (lst), *Bursoplophora iberica* (bib), *Hermanniella is-*



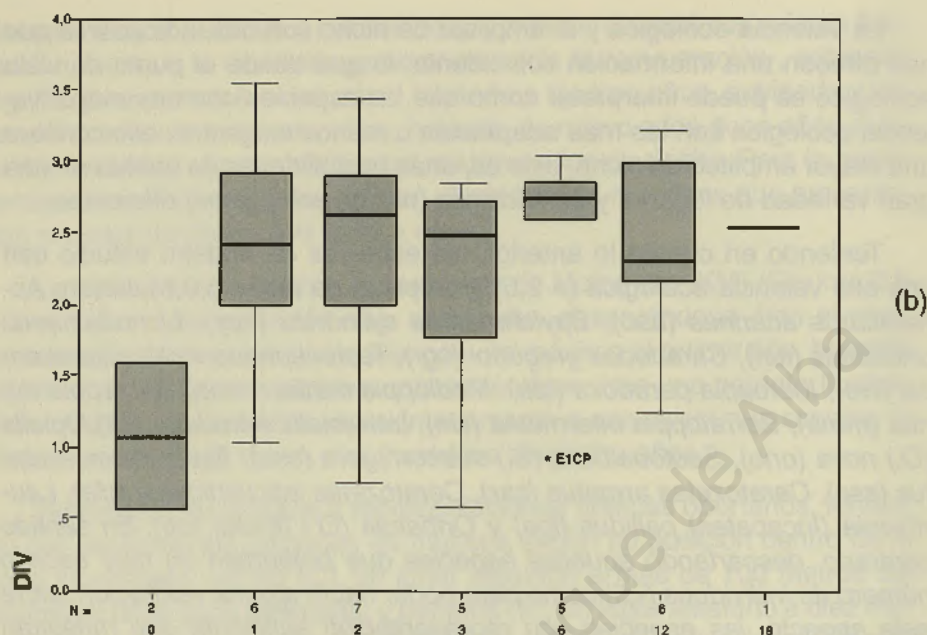


Figura 3.—Diagramas de cajas representando la evolución de la diversidad en los niveles edáficos de superficie (a) y profundidad (b) con la edad de abandono de la zona incendiada.

*sanielloides* (his), *Hypochthonius luteus* (hlu), *Ramuselloppia anomala* (ran), *Passalozetes* (*Bipassalozetes*) *reticulatus* (pre), *Ceratozetes simulator* (csi) y *Oribatula* (*Zygoribatula*) *exarata* (oex).

ESPEC.	N mue	N ind	N i/m	Prob	Div	Div m	Equ	A N	K M
AAC	19	136	7.16	1.60	3.52	4.25	0.83	0.58	0.83
BAM	3	3	1.00	0.17	1.58	1.58	1.00	0.26	1.00
LST	2	10	5.00	0.56	1.00	1.00	1.00	0.17	1.00
SJA	3	3	1.00	0.17	1.58	1.58	1.00	0.26	1.00
BIB	3	15	5.00	0.84	1.27	1.58	0.80	0.21	0.35
CFO	5	13	2.60	0.73	1.99	2.32	0.86	0.33	0.63
PEM	4	4	1.00	0.22	2.00	2.00	1.00	0.33	1.00
SSP	5	21	4.20	1.17	1.47	2.32	0.63	0.24	0.39
PPY	5	12	2.40	0.67	2.13	2.32	0.92	0.35	0.68
HLU	3	9	3.00	0.50	1.22	1.58	0.17	0.20	0.41
GRH	6	23	3.83	1.29	2.11	2.58	0.82	0.35	0.60
ECY	15	50	3.33	2.79	2.56	3.91	0.66	0.42	0.82
MMA	2	2	1.00	0.11	1.00	1.00	1.00	0.17	1.00
HIS	2	8	4.00	0.45	0.81	1.00	0.81	0.13	0.33
ASE	2	3	1.50	0.17	0.92	1.00	0.92	0.15	0.50
LAD	2	5	2.50	0.28	0.97	1.00	0.97	0.16	0.67



LEO	5	12	2.40	0.67	1,78	2,32	0.17	0.29	0,63
LPU	2	2	1.00	0.11	1.00	1,00	1.00	0.17	1.00
LUN	9	26	2.89	1.45	3.01	3.17	0.95	0.50	0.83
CPE	7	27	3,86	1.51	2.21	2,81	0.79	0.37	0.63
CGR	8	43	5.38	2.40	2.59	3.00	0.86	0.43	0.70
TVE	15	60	4.00	3.35	2.54	3.91	0.65	0.42	0.79
MAB	2	3	1.50	0.17	0.92	1.00	0.92	0.15	0.50
APA	4	4	1.00	0.22	2,00	2,00	1.00	0.33	1.00
IPA	8	12	1.50	0,67	2.86	3,00	0.95	0.47	0.85
DCY	5	6	1.20	0.34	2.25	2,32	0.97	0.37	0.87
NME	14	79	5.64	4.42	3.06	3.81	0.80	0.51	0.72
NMN	23	117	5.09	6.54	3.55	4.52	0.78	0.59	0.81
SMI	2	2	1.00	0.11	1.00	1.00	1.00	0.11	1.00
SIN	23	189	8,22	10,56	3.62	4.52	0.80	0.60	0,82
BIN	8	31	3.88	1.73	2.06	3.00	0.69	0.34	0.62
BIT	14	53	3.79	2.96	3.02	3.81	0.79	0.50	0.18
LDO	4	23	5,75	1,29	1.44	2.00	0.72	0.24	0.38
MUN	3	4	1.33	0.22	1.50	1,58	0.95	0.25	0.71
ONO	6	9	1.50	0.50	2,50	2,58	0.97	0,41	0.84
FIT	3	15	5.00	0.84	1.40	1.58	0.88	0,23	0.50
OIN	5	24	4.80	1.34	1.41	2,32	0.61	0.23	0,41
OYE	4	5	1.25	0,28	1,92	2,00	0.96	0.32	0.81
JCE	6	26	4.33	1,45	1,51	2.58	0.58	0.25	0,49
REL	8	99	12.38	5.53	1,96	3.00	0,65	0.32	0.51
RIN	4	9	2.25	0.50	1.45	2,00	0.72	0.24	0.58
RTE	10	70	1.00	3.91	2.21	3.32	0,66	0.36	0.58
RFA	6	11	1.83	0.61	2,22	2.58	0.86	0.37	0.75
RAN	2	6	3.00	0.34	1.00	1.00	1.00	0,17	1.00
STR	5	7	1.40	0.39	2,13	2.32	0.92	0.35	0.80
SFA	2	3	1.50	0,17	0.92	1,00	0.92	0.15	0.50
SSA	3	3	1.00	0.17	1.58	1.58	1.00	0.26	1.00
SSU	8	18	2.25	1,01	2.50	3.00	0.83	0.41	0.78
SSC	8	10	1.25	0.56	2.92	3.00	0.97	0.48	0.91
PRE	3	13	4.33	0.73	0.71	1.58	0.49	0.13	0.30
CAR	1	7	1.00	0.39	2,81	2.81	1.00	0.46	1.00
ECO	2	2	1.00	0.11	1.00	1.00	1.00	0.17	1.00
CLA	1	15	2.14	0.84	2.50	2.81	0.89	0.41	0.75
CNA	5	8	1.60	0.45	2.16	2.32	0.93	0.36	0.75
COB	4	11	2.75	0.61	1,49	2.00	0.15	0.25	0.52
CSI	2	12	6.00	0.67	0,81	1.00	0.81	0.13	0.33
ESE	6	11	1.83	0.61	2.48	2.58	0.96	0.41	0.81
AAL	5	9	1.80	0.50	2.20	2.32	0.95	0.36	0.75
TLA	12	141	11.75	7.88	1,96	3.58	0.55	0.32	0.59
LPA	11	25	2.27	1.40	2.93	3.46	0.85	0.49	0,80
OTI	27	148	5.48	8.27	3,14	4,75	0.79	0.62	0.84
OEX	2	25	12.50	1.40	0.24	1.00	0.24	0.00	0.00

HIN	2	2	1.00	0.11	1,00	1.00	1,00	0,17	1.00
HRO	6	17	2.83	0.95	2.13	2.58	0.82	0.35	0,65
SFI	4	18	4.50	1.01	1.53	2.00	0.76	0.25	0.49

**Tabla II.**—Matriz con los valores de los indicadores ecológicos, fundamentalmente de adaptabilidad y equilibrio, de las especies del estudio.

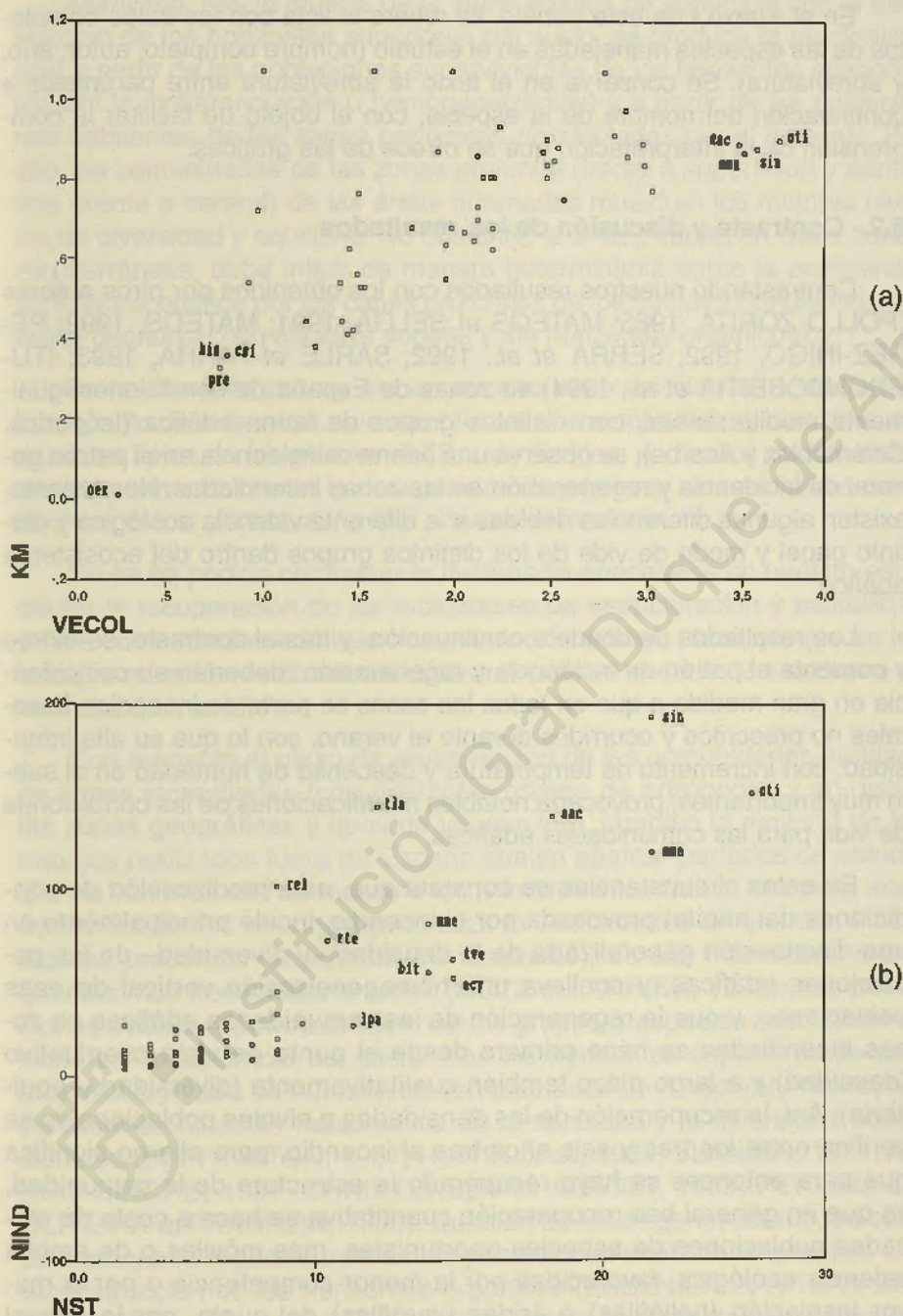
Los resultados de la constante de Motomura, nos ofrecen una información que a grandes rasgos coincide con lo mostrado por la valencia ecológica. Así, las especies con un valor de esta constante alto ( $> 0,8$ ), serían aquellos oribátidos cuyos ejemplares se distribuyen (reparten) de un modo equilibrado entre las diferentes muestras en que aparecen (sin concentrarse en una o en pocas de ellas), que serían aquellos menos exigentes y por tanto con una más amplia valencia ecológica. Exceptuando aquellas especies con bajo número de individuos ( $< 10$ ) y que aparecen en varias muestras, en que obviamente el reparto es bueno pues en ocasiones salen a individuo por muestra, las especies que se han citado en el párrafo anterior para significar las de mayor valencia ecológica y amplitud de nicho, son también de modo generalizado las de más alta constante de Motomura.

Cabe destacar por sus valores especialmente extremos, como especies más adaptables, menos exigentes y más equilibradas o ampliamente distribuidas en nuestras zonas incendiadas -de mayor a menor valencia ecológica-: *Oribatula (O.) tibialis (oti)*, *Serratoppia intermedia (sin)*, *Micropia minus (mmn)* y *Aphelacarus acarinus (aac)*, y como especie notablemente menos adaptable y menos ampliamente distribuida: *Oribatula (Zygoribatula) exarata (oex)*.

Se puede realizar una valoración parecida evaluando la representación gráfica de las especies en función de sus valores de valencia ecológica (VECOL) y constante de Motomura (KM) (Figura 4 a). Obsérvese, cómo las especies antes referidas con valores elevados o bajos de valencia ecológica (y amplitud de nicho) y constante de Motomura, se sitúan en ángulos opuestos del gráfico, diferenciadas del agrupamiento central, en que están toda una serie de especies indefinidas y por tanto con valores y posición intermedios. Se aprecia cómo las especies destacadas, ocupan las posiciones más extremas dentro de los grupos de especies diferenciadas (oti, sin, mmn, aac/oex, pre, csi, his).

Obsérvese en la Figura 4 b cómo la mayoría de la especies con un alto índice de presencia (NST -nº de sitios-) son también las de más elevado índice de abundancia (NIND -nº de individuos-), no existiendo prácticamente ni especies presentes en muchos sitios pero poco abundantes, ni especies presentes en pocos sitios pero muy abundantemente.





**Figura 4.**—Representación gráfica de las especies según sus valores de valencia ecológica (VECOL) y constante de Motomura (KM) (a), y según el número de sitios (NST) en que aparecen y el número de individuos (NIND) que presentan (b).

En el Anexo I de este trabajo, se refiere la lista con los datos completos de las especies manejadas en el estudio (nombre completo, autor, año, y abreviatura). Se conserva en el texto la abreviatura entre paréntesis a continuación del nombre de la especie, con el objeto de facilitar la comprensión de la interpretación que se ofrece de las gráficas.

### 3.2.- Contraste y discusión de los resultados

Contrastando nuestros resultados con los obtenidos por otros autores (POLLO ZORITA, 1985; MATEOS *et al.* SELGA, 1991; MATEOS, 1992; PEREZ-IÑIGO, 1992; SERRA *et al.*, 1992; SARLE *et al.* PARRA, 1993; ITURRONDOBEITIA *et al.*, 1994) en zonas de España de condiciones igualmente mediterráneas, con distintos grupos de fauna edáfica (Isópodos, Colémbolos y Acaros), se observa una buena coincidencia en el patrón general de incidencia y regeneración en las zonas incendiadas. No obstante, existen algunas diferencias debidas a la diferente valencia ecológica y distinto papel y modo de vida de los distintos grupos dentro del ecosistema edáfico.

Los resultados de donde a continuación, y tras el contraste, se extrae y comenta el patrón de incidencia y regeneración, deberían su coincidencia en gran medida a que en todos los casos se parte de incendios forestales no prescritos y ocurridos durante el verano, con lo que su alta intensidad, con incremento de temperatura y descenso de humedad en el suelo muy importantes, provocaría notables modificaciones de las condiciones de vida para las comunidades edáficas.

En estas circunstancias se constata que, esta modificación de condiciones del hábitat provocada por el incendio, incide principalmente en una disminución generalizada de la densidad —y diversidad— de las poblaciones edáficas, y conlleva una homogeneización vertical de esas poblaciones, y que la regeneración de las comunidades edáficas en zonas incendiadas se hace primero desde el punto de vista cuantitativo (densidad) y a largo plazo también cualitativamente (diversidad y equilibrio). Así, la recuperación de las densidades o niveles poblacionales se verifica entre los tres y seis años tras el incendio, pero ello no significa que para entonces se haya recuperado la estructura de la comunidad, ya que en general esa recuperación cuantitativa se hace a costa de elevadas poblaciones de especies oportunistas, más móviles o de amplia valencia ecológica, favorecidas por la menor competencia o por la mayor insolación (heliófilas) o aridez (xerófilas) del suelo, por lo que el equilibrio y la estabilidad se consiguen a muy largo plazo (más de diez años).



Asimismo, tras la muerte de la fauna edáfica de superficie con la destrucción de los horizontes superiores del suelo, se produce la recolonización a partir de las poblaciones supervivientes de los horizontes inferiores (de ahí la indiferenciación u homogeneización) y a partir de las poblaciones habitantes de las zonas periféricas no afectadas por el incendio. Por ello, las comunidades de las zonas profunda (frente a superficial) y periférica (frente a central) de las áreas quemadas muestran los mejores niveles de diversidad y equilibrio. No obstante, la aridez estival en estas zonas mediterráneas, debe influir de manera determinante sobre la preferencia de la fauna edáfica por las capas profundas de los suelos incendiados, que están desnudos (sin cubierta vegetal y sin horizontes orgánicos).

Probablemente por no ser en nuestro caso los blancos tomados un buen punto de referencia, que nos ofrezca una amplia descripción de la comunidad típica de los pinares del Sur de Gredos, no hemos podido constatar experimentalmente la desaparición de especies características o exclusivas con la perturbación que provoca el incendio.

No se ha podido contrastar la fluctuación encontrada en nuestro estudio en la recuperación de los indicadores de estructuración y estabilidad de las comunidades edáficas ni su evolución a largo plazo, ya que en los trabajos referidos, realizados en nuestro país, el periodo de estudio no va más allá de tres años.

Con respecto al plazo de regeneración de las comunidades edáficas en zonas incendiadas (con diferentes grupos de artrópodos y en distintas zonas geográficas y tipos de vegetación), también la mayoría de los trabajos realizados fuera de España suelen abarcar periodos de estudio que no van más allá de meses o los primeros años tras el incendio, siendo los resultados de modo generalizado coincidentes en que con incendios no prescritos (accidentales o naturales), de alta intensidad -o con quemas muy frecuentes: anuales (METZ et FARRIER, 1973)-, las poblaciones edáficas, principalmente de los grupos o especies que tienen su nicho en la superficie del suelo o en los horizontes superiores de éste (hojarasca y capa de humus), se ven afectados de modo importante, observándose notables reducciones de la densidad y la diversidad poblacionales (BUFFINGTON, 1967; HURTA *et al.*, 1967; BLANDIN, 1971; ATHIAS-BINCHE, 1987; CHRISTENSEN et ABBOTT, 1989; PEREIRA DE OLIVEIRA et FRANKLIN, 1993). También de modo generalizado, se coincide en que la regeneración de las poblaciones edáficas va paralela a la reconstrucción de los horizontes orgánicos (SAULNIER et ATHIAS-BINCHE, 1986), realizándose fundamentalmente a partir de elementos supervivientes en zonas refugio del interior del suelo (BELLIDO, 1987) y de especies procedentes de zonas vecinas no incendiadas (CHRISTEN-

SEN et ABBOTT, *op. cit.*), y ocasionalmente por foresia (ATHIAS-BINCHE, *op. cit.*).

En suelos de zonas que sufren o se someten a incendios de media o baja intensidad, generalmente fuegos prescritos, el incremento de temperatura, que es la causa fundamental de la perturbación del suelo y sus pobladores, unos centímetros por debajo de la superficie del suelo de modo generalizado produce un pequeño impacto, no llegando a ser letal (GUILLON, 1970). Por lo que en estas zonas puede no observarse efecto alguno del fuego sobre el nivel (densidad), la composición (diversidad) o la fenología de las poblaciones edáficas (DE IZARRA, 1977), o producirse impactos débiles con recuperación de los niveles habituales en cortos espacios de tiempo —dos o tres años— (GUILLON, *op. cit.*; ATHIAS *et al.*, 1975; ABBOTT, 1984; ABBOTT *et al.*, 1984,85; ANDERSON *et al.*, 1989; SEAS-TEDT *et al.*, 1991).

No obstante, tanto el impacto como la recuperación son muy distintos dependiendo del tipo de ecosistema que resulte incendiado —además, como se ha indicado, del tipo de incendio—, ya que si bien en ecosistemas como los que ofrecen los resultados expuestos en el párrafo anterior, que son zonas abiertas —pradera, sabana, pampa— (con escasos horizontes orgánicos), el efecto del fuego sobre las poblaciones edáficas es benigno o inexistente y la recuperación es bastante rápida, en ecosistemas forestales (como nuestra zona de estudio en Gredos) —donde los incendios suelen alcanzar la mayor virulencia— el fuego produce graves modificaciones en la densidad y la estructura de las comunidades edáficas, siendo la recuperación en estos casos a largo plazo —más de diez años—, pasando con anterioridad por estadios transitorios desequilibrados (ATHIAS-BINCHE *et al.*, 1987; SERRA *et al.*, *op. cit.*).

Al igual que con los incendios, con otras perturbaciones del suelo como la reforestación (introducción de vegetación arbórea) o el cultivo (roturación, siembra, etc.) parece que la reacción de las comunidades de Acares Oribátidos es muy semejante. En este sentido, se observa cómo la repoblación con pino (MORENO, 1991) y las prácticas de cultivo cerealista (ACOSTA *et al.*, 1987) en determinados lugares de España, son perturbaciones que provocan la ruptura de la estructura de la comunidad oribatológica preexistente, provocando una disminución en la diversidad y el equilibrio de ésta. Tras el cese de la perturbación (crecimiento de la repoblación y abandono del cultivo), se produce un proceso sucesional secundario en el que se atraviesa por comunidades transitorias diferentes con diferente grado de desequilibrio, produciéndose un acercamiento progresivo hacia las condiciones iniciales (significado por las zonas de mayor edad de abandono), que en el caso de los campos de cultivo (ACOSTA *et al.*, *op.*



*cit.*) no es linealmente ascendente sino cíclico o fluctuante —como ocurre con la recuperación de nuestras zonas incendiadas—.

Finalmente, remitimos a trabajos de otros autores con revisiones muy completas (CHRISTENSEN et ABBOTT, 1989; y TRABAUD, 1991) para un conocimiento global y exhaustivo del efecto de los incendios forestales sobre los diferentes factores o componentes de los ecosistemas: los suelos (factores físicos y químicos, fauna, flora, microorganismos y hongos), la vegetación y la fauna. En otro trabajo muy completo (VELASCO *et al.*, 1986), realizado en un ecosistema ecológicamente igual y muy cercano geográficamente al de nuestro estudio (en pinares de Gredos), se puede encontrar una valoración del efecto del incendio sobre elementos del suelo no tratados por nosotros, como microflora, actinomicetos, microorganismos y nematofauna.

#### 4. CONSIDERACIONES GENERALES Y CONCLUSIONES

- Los blancos (así como la muestra de 16 años de abandono) no muestran en general el comportamiento esperado, siendo de difícil interpretación su posicionamiento con respecto a las muestras de edades más próximas.

Podría ser que esos puntos de muestreo no hayan sido bien elegidos o que por azar las muestras correspondientes a esos puntos hayan sufrido algún daño a lo largo del proceso.

En el caso de los blancos, cabría pensar que las poblaciones oribitológicas de la zona, con el tiempo (100 años sin incendio ni otras perturbaciones) hayan evolucionado hacia una situación de estancamiento y estabilización en unos niveles medios de densidad y diversidad, donde unas pocas especies se han hecho dominantes.

- En el análisis realizado por muestras, coinciden a grandes rasgos los resultados de diversidad específica, equitatividad y constante de Motomura, lo que indica en términos generales que en estos suelos incendiados las poblaciones más diversas son también las más equilibradas y estables.

- La densidad y diversidad poblacionales disminuyen significativamente con el incendio, lo que sería debido a que los incendios sufridos por este ecosistema forestal durante la época de verano son, muy intensos, destruyendo de modo generalizado la vegetación y los horizontes superficiales del suelo, eliminando así con ellos gran parte de la fauna (impacto directo) y originando modificaciones en el medio —insolación, nutrientes, temperatura, humedad— (efecto indirecto) que lo hacen inhóspito para muchas especies.

- Tanto los indicadores de densidad y diversidad como de equilibrio recuperan niveles normalizados aproximadamente a los seis años de ocurrido el incendio, si bien esa regeneración no sigue una progresión lineal ascendente sino con significativas fluctuaciones (patrón observado también en otras zonas tras el abandono de su cultivo), ni parece estabilizarse hasta después de los doce años (constatado en nuestro estudio a los 18 años).

- La densidad y, sobre todo, la diversidad de las poblaciones son más elevadas en la periferia de las zonas incendiadas (frente a la zona central) y en las capas profundas del suelo quemado (frente a las capas superficiales), lo que indica que en esas zonas la fauna edáfica ha sufrido menos intensamente el efecto perturbador del fuego, quedando refugiada en ellas la mayoría de las poblaciones de Oribátidos que van a ser origen de la repoblación del área incendiada.

- Las especies con más amplia valencia ecológica (y amplitud de nicho), que son también las más equilibradas u homogéneamente distribuidas, han resultado ser *Oribatula tibialis* (Nicolet, 1835), *Serratoppia intermedia* Subías et Rodríguez, 1988, *Microppia minus* (Paoli, 1908) y *Aphe-lacarus acarinus* (Berlese, 1910), que serían aquellas que mejor se adaptan (eurioicas) a las condiciones de vida que ofrece el medio perturbado por el incendio en esta zona (sin vegetación y con el suelo "decapitado"), a menudo con un muy extremado grado de aridez. Se trata de Oribátidos que han aparecido frecuentemente en los estudios realizados en zonas mediterráneas de España y con una distribución geográfica muy amplia.

- Como reflexión final, coincidiendo con BELLIDO (1987), un factor de vital importancia en el estudio del efecto de los incendios sobre la fauna de los suelos, y a tener en cuenta por tanto de un modo prioritario en subsiguientes investigaciones, sería la intensidad del incendio. Si bien es un factor difícil de medir en incendios no prescritos, como los empleados en este estudio.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen sinceramente al Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Ávila, tanto los datos facilitados sobre las áreas incendiadas como la ayuda en medios humanos (guardas forestales) prestada en la localización sobre el terreno de las zonas objeto de esta investigación.



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- ABBOTT, I. (1984): Changes in the abundance and activity of certain soil and litter fauna in the jarrah forest of Western Australia after a moderate intensity fire. *Austr. J. Soil Res.*, 22: 463-469.
- ABBOTT, I., VAN HEURCK, P. et WONG, L. (1984): Responses to longterm fire exclusion: physical, chemical and faunal features of litter and soil in a Western Australian forest. *Australian Forestry*, 47 (4): 237-242.
- ACOSTA, F. J., RUIZ, E. et SUBÍAS, L. S. (1987): Sistema agrario y clímax relativa como coordenadas de referencia para un proceso sucesional secundario en comunidades de Oribátidos (Acari). *Bol. Asoc. esp. Ent.*, 11: 87-101.
- ANDERSON, R. C., LEAHY, T. et DHILLON, S. S. (1989): Numbers and biomass of selected insect groups on burned and unburned sand prairie. *Am. Midl. Nat.*, 122: 151-162.
- ASCACÍBAR, M. et ITURRONDOBEITIA, J. C. (1983): Estudio de las poblaciones de Oribátidos en tres medios urbanos de la ciudad de Bilbao. Aplicación del modelo loglineal de Motomura. *Kobie*, 13: 159-169.
- ATHIAS-BINCHE, F. (1987): Modalités de la cicatrization des écosystèmes méditerranéens après incendie: cas de certains arthropodes du sol. 3. Les Acariens Uropodides. *Vie Milieu*, 37 (1): 39-52.
- ATHIAS, F., JOSENS, G. et LAVELLE, P. (1975): Influence du feu de brousse annuel sur le peuplement endogé de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). In: Vanek, J. (Ed.): *Progress in Soil Zoology*: 389-397. Dr. W. Jung, B. V. Publishers (The Hague) et Academia (Prague).
- BACHELIER, G. (1978): LA FAUNE DES SOLS. *Son écologie et son action*. Initiations-Documentations Techniques n° 38. O.R.S.T.O.M. Paris. 291 pp.
- BELLIDO, A. (1987): Approche expérimentale de l'effet immédiat d'un incendie sur le peuplement de Microarthropodes d'une lande. *Rev. Écol. Biol. Sol*, 24 (4): 603-622.
- BLANDIN, P. (1971): Recherches écologiques dans la savane de Lamto (Côte-d'Ivoire): observations préliminaires sur le peuplement aranéologique. In: Vanek, J. (Ed.) *Progress in Soil Zoology*: 1839.
- BUFFINGTON, J. D. (1967): Soil arthropod populations of the New Jersey pine barrens as affected by fire. *Annales of the Entomological Society of America*, 60 (3): 530-535.
- CANCELA DA FONSECA, J. P. (1969): L'outil statistique en biologie du sol.

- VI. -Théorie de l'information et diversité spécifique. *Rev. Écol. Biol. Sol*, 6 (4): 533-555.
- CHRISTENSEN, P. et ABBOTT, I. (1989): Impact of fire in the eucalypt forest ecosystem of southern Western Australia: a critical review. *Australian Forestry*, 52 (2): 103-121.
- DAGET, J. (1979): *Les modèles mathématiques en écologie*. Ed. Masson. 172 pp.
- DE IZARRA, D. (1977): Les effects de l'emploi du feu sur les microarthropodes du sol dans la région semi-aride pampeenne. *Ecol. Bull.*, 25: 357-365.
- DEL CAMPO, C. et ITURRONDOBEITIA, J. C. (1984): Sinecología de la comunidad oribatológica (Acarida, Oribatida) de un eucaliptal vizcaíno. *Kobie*, 326-340.
- GIL MARTÍN, J. et ITURRONDOBEITIA BILBAO, J. C. *in litt.* Estudio ecológico de los Oribátidos (Acari, Oribatida) de pinares incendiados de una zona de la Sierra de Gredos (Ávila, España). 2. Afinidades cenóticas e interespecíficas, caracterización de la fauna en zonas incendiadas y relación de la fauna con los parámetros fisicoquímicos. *Cuadernos Abulenses*.
- GUILLON, D. (1970): Recherches écologiques dans la savanne de Lamto (Côte d'Ivoire): Les effects du feu sur les arthropodes de la savanne. *La Terre et la Vie*, 1: 80-93.
- HUHTA, V., KARPIPINEN, E., NURMINEN, M. et VALPAS, A. (1967): Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fenn.*, 4: 87-135.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. et GIL-MARTÍN, J. *in litt.* Estudio de varios parámetros fisicoquímicos en suelos de pinar incendiados de la Sierra de Gredos (Ávila, España). *Est. Mus. Cienc. Nat. de Ávila*.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. et SALOÑA, M. (1990): Estudio de las comunidades de oribátidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima: 2. Distribución de abundancias y diversidad específica. *Rev. Écol. Biol. Sol*, 27 (1): 113-133.
- ITURRONDOBEITIA, J. C., SALOÑA, M. I. et ANDRÉS, C. (1994): Impacto y regeneración de las comunidades oribatológicas edáficas posterior al incendio: un proyecto en curso (Comunicación). *VI Congreso Ibérico de Entomología*. Madrid.
- MARGALEF, R. (1981): *Ecología*. Ed. Planeta. Barcelona. 252 pp.
- MATEOS, E. (1992): Colémbolos (Collembola, Insecta) edáficos de encinares de la Serra de L'Obac y la Serra de Prades (Sierra Prelitoral Ca-



- talana). Efecto de los incendios forestales sobre estos Artrópodos. *Tesis Doctoral*. Universidad de Barcelona. 403 pp.
- MATEOS, E. et SELGA, D. (1991): Efecto de los incendios forestales sobre las poblaciones de colémbolos edáficos en bosque mediterráneo. *Rev. Écol. Biol. Sol*, 28 (1): 19-30.
- METZ, L. J. et FARRIER, M. H. (1973): Prescribed burning and populations of soil mesofauna. *Environmental Entomology*, 2 (3): 433-440.
- MORENO, A. I. (1991): Development of the oribatid fauna in several re-afforested areas of Navarra (Northern Spain). In: Dusbábek, F. et Bukva, V. (Eds.): *Modern Acarology*, Vol. 1: 385-394. Academia, Prague & SPB Academic Publishing bv. The Hague.
- PEREIRA DE OLIVEIRA, E. et FRANKLIN, E. (1993): Efeito do fogo sobre a mesofauna do solo: recomendações em áreas queimadas. *Pesq. agropec. bras.*, 28 (3): 357-369.
- PÉREZ-ÍÑIGO, C. (1992): Observaciones sobre la fauna de Oribátidos edáficos en pinares quemados (Acari, Oribatei). *Act. V Congr. Iber. Ent./Supl. 3 Bolm. Soc. port. Ent.*, 1: 181-188.
- POLLO ZORITA, A. M. (1985): Oníscidos en suelos de bosques quemados de la zona del alto Tiétar (Ávila) (Isópoda, Crustacea). *Graellsia*, 41: 191-196.
- SARLÉ, V. et PARRA, X. (1993): Efectos de los incendios forestales en las comunidades de acaros edáficos en un encinar mediterráneo. *XII Jorn. Asoc. esp. Ent.*
- SAULNIER, L. et ATHIAS-BROCHE, F. (1986): Modatiés de la cicatrization des écosystèmes méditerranéens après incendie: cas de certains arthropodes du sol. 2. Les Myriapodes édaphiques. *Vie Milieu*, 36 (3): 191-204.
- SEASTEDT, T. R. et REDDY, M. V. (1991): Fire, mowing and insecticide effects on soil Sternorrhyncha (Homoptera) densities in tallgrass prairie. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 64 (2) : 238-242.
- SERRA, A., MATEOS, E., PARRA, X. et SARLÉ, V. (1992): Estudio de los efectos de un incendio forestal sobre poblaciones de artrópodos edáficos. *Historia Animalium*, 1: 41-62.
- TRABAUD, L. (1991): Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen ?. *Sécheresse*, 3 (2): 163-174.
- VELASCO, F., LOZANO, J. M. et BELLO, A. (1986): Alteraciones fisicoquímicas, bioquímicas y biológicas en áreas quemadas de Pinus pinaster. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, 15 (29): 29-38.

## Anexo I

### Listado sistemático especies-abreviaturas

<u>Especie</u>	<u>Abreviatura</u>
- <i>Aphelacarus acarinus</i> (Berlese, 1910)	aac
- <i>Brachychthonius amicalis</i> Gil-Martín et Subías, 1996	bam
- <i>Liochthonius strenzkei</i> Forsslund, 1963	lst
- <i>Sellnickochthonius jacoti</i> (Evans, 1952)	sja
- <i>Bursoplophora iberica</i> Subías et C. Pérez-Iñigo, 1978	bib
- <i>Cosmochthonius</i> (C.) <i>foliatus</i> Subías, 1982	cfo
- <i>Phyllozetes emmae</i> (Berlese, 1910)	pem
- <i>Sphaerochthonius splendidus</i> (Berlese, 1904)	ssp
- <i>Paralycus pyrigeus</i> (Berlese, 1905)	ppy
- <i>Hypochthonius luteus</i> Oudemans, 1917	hlu
- <i>Gehyochthonius rhadamanthus</i> Jacot, 1936	grh
- <i>Epilohmannia cylindrica</i> (Berlese, 1904)	ecy
- <i>Masthermannia mammillaris</i> (Berlese, 1904)	mma
- <i>Hermanniella issanielloides</i> Gil-Martín et Subías, 1996	his
- <i>Aleurodamaeus setosus</i> (Berlese, 1883)	ase
- <i>Licnoliodes adminensis</i> Grandjean, 1933	lad
- <i>Licnodamaeus ostula</i> Grandjean, 1931	lco
- <i>Licnodamaeus pulcherrimus</i> (Paoli, 1908)	lpu
- <i>Licnodamaeus undulatus</i> (Paoli, 1908)	lun
- <i>Carabodes perezini</i> Salinas, 1971	cpe
- <i>Carabodes gregorioi</i> Gil-Martín et Subías, 1996	cgr
- <i>Tectocephus velatus sarekensis</i> , Trägårdh, 1910	tve
- <i>Montizetes abulensis</i> C. Pérez-Iñigo, 1984	mab
- <i>Autogneta parva</i> Forsslund, 1947	apa
- <i>Iberoppia paradoxa</i> C. Pérez-Iñigo, 1986	ipa
- <i>Discoppia</i> ( <i>Cylindroppia</i> ) <i>cylindrica</i> (Pérez-Iñigo, 1965)	dcy
- <i>Medioppia media</i> (Mihelcic, 1956)	mme
- <i>Microppia minus</i> (Paoli, 1908)	mmn
- <i>Serratoppia minima</i> Subías et Rodríguez, 1988	smi
- <i>Serratoppia intermedia</i> Subías et Rodríguez, 1988	sin
- <i>Berniniella inornata</i> (Mihelcic, 1957)	bin
- <i>Berniniella intrudens</i> Subías, Rodríguez et Mínguez, 1987	bit
- <i>Lauroppia doris</i> (E. Pérez-Iñigo, 1986)	ido
- <i>Moritzoppia unicarinata unicarinatoidea</i> Subías et Rodríguez, 1986	mun
- <i>Opiella</i> (O.) <i>nova</i> (Oudemans, 1902)	ono
- <i>Foraminoppia iturrondobeitioi</i> Arillo et Subías (1998)	fit
- <i>Oxyoppia</i> ( <i>Dzarogneta</i> ) <i>intermedia</i> Subías et Rodríguez, 1986	oin
- <i>Oxyoppia</i> ( <i>Dzarogneta</i> ) <i>yepesensis</i> Muñoz-Mingarro, 1987	oye
- <i>Javieroppia cervus</i> Mínguez et Subías, 1986	jce
- <i>Ramusella</i> ( <i>Insculptoppia</i> ) <i>elliptica</i> (Berlese, 1908)	rel
- <i>Ramusella</i> ( <i>Insculptoppia</i> ) <i>insculpta</i> (Paoli, 1908)	rin
- <i>Ramusella</i> ( <i>Insculptoppia</i> ) <i>terrícola</i> (Subías et Rodríguez, 1986)	rte
- <i>Ramusella</i> ( <i>Rectoppia</i> ) <i>fasciata</i> (Paoli, 1908)	rfa
- <i>Ramuselloppia anomala</i> Subías et Rodríguez, 1986	ran



- <i>Suctobelbella trigona</i> (Michael, 1888)	str
- <i>Suctobelbella</i> ( <i>S.</i> ) <i>falcata</i> (Forsslund, 1941)	sfa
- <i>Suctobelbella</i> ( <i>S.</i> ) <i>sarekensis</i> (Forsslund, 1941)	ssa
- <i>Suctobelbella</i> ( <i>S.</i> ) <i>subcornigera</i> (Forsslund, 1941)	ssu
- <i>Scutovertex sculptus</i> Michael, 1879	ssc
- <i>Passalozetes</i> ( <i>Bipassalozetes</i> ) <i>reticulatus</i> Michelcic, 1957	pre
- <i>Ceratozetes armatus</i> Michelcic, 1956	car
- <i>Ceratozetes conjunctus</i> Michelcic, 1956	cco
- <i>Ceratozetes laticuspidatus</i> Menke, 1964	cla
- <i>Ceratozetes nasutus</i> Subías, Kahwash et Ruíz, 1990	cna
- <i>Ceratozetes obtusus</i> Michelcic, 1956	cob
- <i>Ceratozetes simulator</i> (C. Pérez-Íñigo, 1970)	csi
- <i>Chamobates schuetzi</i> (Oudemans, 1902)	csc
- <i>Allogalumna alamellae</i> (Jacot, 1935)	aal
- <i>Transoribates lagenula</i> (Berlese, 1904)	tla
- <i>Lauritzenia</i> ( <i>Incabates</i> ) <i>pallidus</i> (Michelcic, 1956)	lpa
- <i>Oribatula</i> ( <i>O.</i> ) <i>tibialis</i> (Nicolet, 1855)	oti
- <i>Oribatula</i> ( <i>zygoribatula</i> ) <i>exarata</i> Berlese, 1917	oex
- <i>Hemileius initialis</i> (Berlese, 1908)	hin
- <i>Hemileius robustus</i> C. Pérez-Íñigo, 1969	hro
- <i>Scheloribates fimbriatus</i> Thor, 1930	sfi

## Anexo II

**Matriz depurada de abundancias muestras-especies (66x65)**

[illegible]



**VERSIÓN ABREVIADA EN INGLÉS**  
**(ENGLISH ABRIDGED VERSION)**

**Ecological study of mites (Acari, Oribatida) from burnt pine forest soils located in the Gredos' Mountain Range (Ávila, Central Spain).**

**1. Species diversity and populations analysis.**

**Abstract**

In this study we analyse the effects of wild (non prescribed) fires on population diversity of soil oribatid mites from pine forests (*Pinus pinaster*) in the Mountain Range of Gredos (Province of Ávila, Central Spain).

The species diversity appears to be very sensitive to fire. Wildfire in studied pine forests present high intensity and it's very destructive, generating loss of biomass and diversity at soil level furthermore at general ecosystem level. Nevertheless, at long term it appears to produce benefits and richness in soil. Recolonization after fire begins from the periphery and less burnt areas expanding towards centre and from profound soil layers towards upper ones. This regeneration evolves in two stages. First, the recuperation of densities, and after, the recuperation of diversity and species richness. We also analysed the species by species ecology, giving species better distributed and the ones of narrow niche breadth.

**Key words:** Wildfires, Oribatids, Synchronic, Diversity, Pine forest, Spain.

**Figures:**

Figure 1. "Box-and-whisker" diagrams showing the evolution of number of species (a) and number of exemplars (b) with the age of abandonment of burnt zone.

Figure 2. "Box-and-whisker" diagrams showing the evolution of diversity (a), evenness (b) and Motomura's Constant (c) with the age of abandonment of burnt zone.

Figure 3. "Box-and-whisker" diagrams showing the evolution of diversity in superficial (a) and profound (b) layers of soil with the age of abandonment of burnt zone.

Figure 4. Graphic of species according to its values of ecological breadth (VECOL) and Motomura's Constant (KM) (a), and according to the number of places (NST) where it appear and the number of exemplars (NIND) that it present (b).

## Tables:

Table I. Matrix with the values of several ecological indicators of the samples of study, fundamentally about diversity and equilibrium.

Table II. Matrix with the values of the ecological indicators of the species of study, fundamentally about adaptability and equilibrium.