
Alteraciones físicas, químicas y biológicas en
suelos afectados por incendios forestales.
Contribución a su conservación y regeneración

Jorge Mataix Solera

Tesis de Doctorado

Facultad: Facultad de Ciencias

Director: Dr. Ignacio Gómez Lucas
Dr. Jorge Mataix Beneyto

1999



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Facultad de Ciencias

*Alteraciones físicas, químicas y biológicas en
suelos afectados por incendios forestales.
Contribución a su conservación y regeneración*

TESIS DOCTORAL

Jorge Mataix Solera

1999

TESIS
DOCTORAL

Jorge
Mataix
Solera
1999

Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración

D. Juan Sánchez Andreu como Director del Departamento de Agroquímica y Bioquímica de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Alicante,

CERTIFICA:

Que la memoria adjunta titulada “*Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración*” presentada por Jorge J. Mataix Solera, ha sido realizada en el Departamento de Agroquímica y Bioquímica de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Alicante, bajo la dirección del Dr. Ignacio Gómez Lucas y la del Dr. Jorge Mataix Beneyto.

El presente trabajo ha sido revisado por el profesor que certifica,

Alicante, Septiembre de 1999.

Fdo. *Juan Sánchez Andreu*
Catedrático de Edafología y Química Agrícola
Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.

Trabajo presentado para aspirar al grado de Doctor en Ciencias, sección Químicas, por Jorge J. Mataix Solera, Licenciado en Ciencias Químicas.

Fdo. *Jorge Mataix Solera*

Dirección de la Tesis Doctoral:

Dr. Ignacio Gómez Lucas, Profesor Titular de Edafología y Química Agrícola del Departamento de Agroquímica y Bioquímica de la Universidad de Alicante y Dr. Jorge Mataix Beneyto, Catedrático de Edafología y Química Agrícola del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

Fdo. *Ignacio Gómez Lucas*

Fdo. *Jorge Mataix Beneyto*

AGRADECIMIENTOS

A mi Padre, al que admiro como padre, como persona y como científico.

A mi Madre, una persona maravillosa y única, y a mi hermano Alejandro por ser el mejor del mundo.

A Francis, por lo mucho que la quiero, por apoyarme siempre en todo y aguantarme cuando he estado insoportable.

A mis tíos Manolo y M^a Rosa, mi prima Alicia, mis tíos Pepe y Maruja y a toda mi Familia, a mis amigos y compañeros Bluenáticos.

A la memoria de mi tío Manuel.

A Ignacio, tanto por su dirección, como por su amistad.

A Cesar, por su inmensa ayuda y colaboración. Ahora a por tu Tesis.

A Fuensanta por sus consejos y ayuda.

A Miguel, Frances, Buddy y Chico, por mis descansos en su casa.

Al Departamento de Agroquímica y Bioquímica de la Universidad de Alicante: Begoña, Victor, David, Yolanda, Talán, Hugo, Blanca, Sonsoles, Frutos, Merche, Olga, Cristina, Nieves, Roberto, Pepa, Antonio, Juanjo, Paco, Jose, Cristina (secretaria), Ximo, Miguel, Carlos, M^a Luisa, Gloria, Margarita, Juan, Ana, Nico y Jose María.

Al Centro de Investigación Agrícola CAM-Universidad de Alicante: Roberto Ivorra, Mónica, Begoña, Ana y Ana.

Al Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández: Especialmente a Jose, Raúl, Ernesto, Manu y Juan Navarro, con los que espero y deseo trabajar muchos, muchos años.

A M^a Fran y Jordi Cortina del Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante.

A la Obra Social de la CAM, por los años que confió en mi como becario.

A Jaime Baeza y Joan Llovet (CEAM), por su ayuda durante la quema controlada y por sus consejos y sugerencias.

A Xavier Úbeda del Departament de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional de la Universitat de Barcelona.

A la Consellería de Medio Ambiente: Especialmente a Ana Tomás, y a los Guardas forestales: Pepe Torregrosa y Rafa Jordá, y como no, a mis compañeros de vigilancia forestal: al grupo de objetores de Sella, por su amistad durante tantos días en el monte.

A los Ayuntamientos de Cocentaina y Benifato, por su colaboración, y al SEPRONA.

A Pedro Hernández (Tragsa), y a la BRIF de Benimantell.

A la EDAR de Aspe.

INDICE

ÍNDICE.	<i>Página</i>
<u>I.- OBJETIVOS.</u>	17
<u>II.- INTRODUCCIÓN.</u>	23
<u>II.1.- La degradación de los suelos</u>	23
<u>II.1.1.- Problemática de la degradación de los suelos</u>	23
<u>II.1.2.- Procesos de degradación de suelos</u>	29
<u>II.1.3.- Causas de la degradación</u>	30
a) <u>Suelos agrícolas</u>	30
b) <u>Suelos forestales</u>	31
<u>II.2.- La evaluación del estado de los suelos</u>	35
<u>II.3.- Incendios forestales</u>	41
<u>II.3.1.- Problemática de los incendios forestales</u>	41
<u>II.3.2.- Datos estadísticos</u>	43
<u>II.3.3.- Efectos generales sobre el ecosistema</u>	45
<u>II.3.4.- Efectos sobre la vegetación</u>	48
<u>II.3.5.- Efectos sobre la fauna</u>	55
<u>II.3.6.- Efectos sobre el suelo</u>	57
<u>II.3.6.1.- Efectos sobre las propiedades</u> <u>físicas y químicas</u>	57
a) <u>Modificaciones en el pH</u>	57
b) <u>Modificaciones en la conductividad eléctrica</u>	57
c) <u>Modificaciones en la materia orgánica</u>	58
d) <u>Modificaciones en la capacidad de intercambio</u> <u>catiónico</u>	60
e) <u>Modificaciones en el contenido y formas de nitrógeno</u>	61
f) <u>Modificaciones en el contenido de fósforo</u>	63
g) <u>Modificaciones en los micronutrientes</u>	63
h) <u>Modificaciones en la textura del suelo y en la fracción</u> <u>mineral</u>	63
i) <u>Modificaciones en el contenido de agregados estables</u>	64
<u>II.3.6.2.- Efectos sobre los microorganismos del suelo</u>	65
<u>II.3.6.3.- Efectos sobre el ciclo hidrológico</u>	68
a) <u>Formación de sustancias hidrofóbicas</u>	69
b) <u>Alteración de la infiltración y la escorrentía</u> <u>superficial</u>	70
<u>II.4.- La erosión de los suelos</u>	71
<u>II.4.1.- Superficies afectadas por la erosión y su magnitud</u>	74
<u>II.4.2.- La erosividad de las lluvias mediterráneas</u>	74
<u>II.5.- La desertificación</u>	76
<u>II.6.- La conservación de los suelos</u>	78
<u>II.7.- La aplicación de residuos como enmendantes orgánicos</u>	79

<u>II.8.- Situación geográfica y descripción de las zonas de estudio</u>	86
<u>II.8.1.- Geología</u>	86
<u>II.8.2.- Edafología</u>	88
<u>II.8.3.- Climatología</u>	95
<u>II.8.4.- Hidrogeología</u>	102
<u>II.8.5.- Vegetación</u>	109
<u>III.- MATERIAL Y MÉTODOS</u>	115
<u>III.1.- Introducción</u>	115
<u>III.2.- Localización geográfica de las zonas de estudio</u>	116
<u>III.3.- Incendio de Alcoy-Cocentaina</u>	118
<u>III.3.1.- Descripción concreta de las zonas de muestreo</u>	118
<u>III.3.2.- Datos del incendio</u>	118
<u>III.3.3.- Toma de muestras</u>	119
<u>III.3.4.- Caracterización inicial de los suelos estudiados</u>	120
<u>III.4.- Quema controlada de Benifato (Partagás-Sierra de Aitana)</u>	121
<u>III.4.2.- Caracterización inicial del suelo</u>	121
<u>III.4.1.- Descripción concreta de la zona de estudio</u>	121
<u>III.4.3.- Datos de la quema controlada</u>	122
a) <u>Datos atmosféricos</u>	122
b) <u>Datos del suelo antes de la quema</u>	122
c) <u>Localización de los termopares y orientación de la parcela</u>	123
d) <u>Comportamiento del fuego</u>	123
e) <u>Registros de temperatura</u>	123
f) <u>Secuencia fotográfica de la quema controlada</u>	126
<u>III.4.4.- Aplicación del lodo compostado</u>	127
<u>III.4.5.- Toma de muestras</u>	127
<u>III.4.6.- Caracterización del lodo compostado</u>	129
<u>III.5.- Métodos analíticos</u>	129
<u>III.5.1.- Textura</u>	129
<u>III.5.2.- Medida de agregados estables</u>	130
<u>III.5.3.- Determinación del color de los suelos</u>	131
<u>III.5.4.- pH y conductividad eléctrica</u>	131
<u>III.5.5.- Determinación de carbonatos y caliza activa</u>	131
<u>III.5.6.- Determinación de materia orgánica oxidable</u>	132
<u>III.5.7.- Determinación de nitrógeno kjeldahl</u>	132
<u>III.5.8.- Determinación de nitratos</u>	132
<u>III.5.9.- Determinación de amonio</u>	132
<u>III.5.10.- Determinación de Na, K, Ca y Mg</u>	133
<u>III.5.11.- Determinación de fósforo asimilable</u>	133
<u>III.5.12.- Determinaciones microbiológicas</u>	133
a) <u>Recuento de bacterias viables</u>	133
b) <u>Recuento de hongos viables</u>	133

c) Determinación de bacterias coliformes totales	134
d) Determinación cualitativa de salmonella-shigella	134
e) Determinación de streptococos	134
f) Determinación del carbono de la biomasa	134
III.5.13.- Determinación de la capacidad de retención de agua	136
III.5.14.- Determinación de metales totales	136
III.5.15.- Determinación de clorofilas en materia vegetal	136
III.5.16.- Métodos estadísticos	137
III.5.17.- Otras técnicas	138
a) Fotografías por microscopía electrónica de barrido	138
b) Cálculo de la intensidad lineal del fuego	138
c) Determinación de la velocidad de propagación del fuego	139
IV.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	143
IV.1.- Repercusión general del incendio en la zona de estudio:	
Alcoy-Cocentaina	143
IV.2.- Repercusión general del incendio en la zona de estudio: Aitana	144
IV.3.- Materia orgánica oxidable	145
IV.4.- Agregados estables	155
IV.5.- Fotografías por microscopía electrónica	163
IV.6.- Fósforo asimilable	166
IV.7.- pH	172
IV.8.- Conductividad eléctrica	178
IV.9.- Sodio	184
IV.10.- Potasio	189
IV.11.- Calcio	196
IV.12.- Magnesio	202
IV.13.- Nitrógeno kjeldahl	209
IV.14.- Amonio	218
IV.15.- Nitratos	220
IV.16.- Biomasa microbiana	223
IV.17.- Bacterias viables	226
IV.18.- Hongos viables	231
IV.19.- Vegetación (parcela experimental de la Sierra de Aitana)	234
a) Biomasa vegetal	235
b) Especies	236
c) Contenido de clorofilas	237
IV.20.- Anexo fotográfico	239
V.- CONCLUSIONES	243
VI.- BIBLIOGRAFÍA	249

<u>VII.- APÉNDICES</u>	287
<u>VII.1.- Apéndice I. Tablas de resultados</u>	287
<u>VII.2.- Apéndice II. Métodos analíticos</u>	315

I.- OBJETIVOS

I.- OBJETIVOS.

Los incendios forestales han sido desde siempre un factor ecológico que ha jugado un papel importante como agente modelador de la composición y tipología de los ecosistemas mediterráneos. Diversos estudios han concluido evidenciando el papel del fuego en el actual bosque mediterráneo, siendo destacables los llevados a cabo por Flahault, Laurent, Kuhnholz-Lordat, Naveh, Trabaud, entre otros.

Es a partir de la década de los 60 cuando los incendios forestales comienzan a ser un problema grave. La alteración de la frecuencia y régimen de incendios provoca que los daños originados sobre el ecosistema sean en ocasiones irreversibles. Es en estas últimas décadas cuando empiezan a realizarse numerosos estudios desde muchos puntos de vista. En un alto porcentaje, son las investigaciones sobre la dinámica de las comunidades vegetales post-incendio las que predominan. Haciendo una breve revisión de los antecedentes, en California los trabajos de Hanes y Jones, Keeley..., en Sudafrica, Kingler, Taylor..., En Australia son numerosos los investigadores que han dedicado su trabajo a este tema: Beadle, Baird, Christensen y Kimber, Bell y Koch..., en Grecia: Papanastasis, Arinoutsou y Margaritis..., en Italia Varesch, en Francia: los numerosos trabajos de Trabaud, en España: Casal, Pereiras, Tárrega y Calabuig, Papió, Samo, Morey, García-Novo, Herranz, De las Heras, etc.

Mucho menos numerosos son los estudios desde el punto de vista de las consecuencias sobre el sistema edáfico, aunque en los últimos años son cada vez más abundantes las investigaciones que analizan los efectos sobre las propiedades del suelo. Son destacables los trabajos de Giovannini y Luchesi, Folch, Kutiel, Sanroque y Rubio, Andreu, Díaz-Fierros, DeBano, Raison, Ulery, Carballas, Soto, Serrasolsas, Úbeda, Sala, etc.

Muchos de estos estudios se han llevado a cabo desde el punto de vista de los efectos sobre la erosión, ya que es uno de los problemas principales que se presenta tras los incendios forestales. Sin embargo, no son tan abundantes los estudios sobre las modificaciones en las propiedades químicas y biológicas en los sistemas edáficos como consecuencia directa e indirecta del fuego.

En la cuenca mediterránea, las características climáticas propias como la aridez estival y las precipitaciones torrenciales en otoño, hacen que los riesgos derivados de los incendios forestales sean un verdadero problema. La desprotección del suelo frente a la elevada erosividad de las lluvias provoca grandes pérdidas de suelo, agua y nutrientes.

Partiendo de la necesidad de seguir investigando acerca de las modificaciones físicas, químicas y biológicas en los suelos afectados por incendios forestales y siendo conscientes de la necesidad de realizar estudios a nivel regional, puesto que tanto los efectos como la regeneración dependen de las condiciones climáticas, edáficas, biogeográficas y estacionales de cada zona concreta, planteamos este estudio cuyos objetivos principales eran tratar de:

- Comparar los efectos sobre el suelo de incendios de diferente tipología.
- Determinar parámetros que nos indiquen la tipología del incendio ocurrido y el daño ocasionado para tomar medidas que faciliten un mayor éxito en las repoblaciones y minimicen los riesgos de erosión.
- Estimar si existen pérdidas de nutrientes en las zonas afectadas.
- Estudiar la recuperación de los suelos y comparar diferentes tratamientos regenerativos con el fin de acelerar el proceso inicial de recuperación de la cubierta vegetal para evitar pérdidas de suelo especialmente en el horizonte más fértil y por tanto de nutrientes.
- Intentar dar soluciones acerca del manejo del suelo tras los incendios en función del estado del mismo tras el paso del fuego.

Para ello hemos realizado un trabajo experimental que ha tenido tres partes perfectamente diferenciadas:

a) Seguimiento del incendio de Alcoy-Cocentaina.

Durante un año se realizó un seguimiento de la evolución de diferentes parámetros edáficos, a diferentes profundidades en el perfil del suelo, en tres zonas de estudio que habían sufrido un incendio, pero de diferente tipología, con el fin de poder comparar el grado de alteración en función de la intensidad y tipo de incendio en cada una de las zonas y de evaluar el tiempo de recuperación de algunos parámetros indicativos de la fertilidad física y química del suelo, así como las pérdidas sufridas.

b) Quema controlada y seguimiento en la zona experimental de la Sierra de Aitana.

Esta segunda parte del estudio pretendía realizar un seguimiento mucho más exhaustivo de los diferentes parámetros elegidos para la investigación, para lo cual comenzamos a estudiar la zona antes de la quema controlada. Se tomaran datos durante el incendio, puesto que es una oportunidad que aporta resultados muy valiosos, dado que en incendios naturales no se pueden llevar a cabo, como es el caso de medidas de temperatura, cálculos de la intensidad lineal del frente del incendio, etc.

Desde el día después al incendio se comenzaron a tomar muestras de suelo y en relación a lo efectuado en el seguimiento del incendio de Alcoy-Cocentaina, hemos realizado un número de muestreos periódicos mucho más exhaustivo, así como mayor número de observaciones analíticas que han incluido un seguimiento microbiológico y un estudio más profundo sobre la dinámica del nitrógeno en los suelos.

c) Análisis de la regeneración en el estudio de Aitana.

En la parcela experimental de la Sierra de Aitana se realizaron unos tratamientos que consistieron en la aplicación en superficie de distintas dosis de un compost de lodo de

depuradora, con el objetivo de intentar acelerar el proceso de regeneración de la cubierta vegetal para conseguir reducir el tiempo de exposición del suelo frente a los agentes erosivos externos. Estos estudios son desde nuestro punto de vista altamente interesantes puesto que de llegar a resultados que concluyan en una aplicación práctica, se resuelven diversos problemas al mismo tiempo. Por un lado le estamos dando destino a unos residuos, como son los lodos de depuradora, que tienen un alto valor en nuestros ecosistemas ya que poseen un alto porcentaje de materia orgánica, evitando el empleo de lodos coyunturalmente muy contaminados, y por otro lado, tanto en suelos que han sufrido incendios subterráneos y que han provocado una degradación física importante, como en suelos que tras el incendio no están tan afectados, pero en los que conviene acelerar la recuperación de la cubierta vegetal ya que por las condiciones orográficas y climáticas pueden llegar a sufrir procesos erosivos que conduzcan a una degradación irreversible de la zona afectada, son muy interesantes las aplicaciones de este tipo de materiales orgánicos residuales.

II.- INTRODUCCIÓN

II.- INTRODUCCIÓN.

II.1.- LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS.

La FAO en 1979 definió la degradación del suelo como aquel proceso que disminuye su capacidad real y/o potencial para producir bienes o prestar servicios. Posteriormente, en 1982 este mismo organismo estableció, como veremos más adelante, la "Carta Mundial de los Suelos" precisando los límites de esta situación.

II.1.1.- PROBLEMÁTICA DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS.

En las últimas décadas, casi el 11% del suelo fértil de la tierra ha sido tan erosionado, tan alterado químicamente o tan compactado físicamente, que su función biótica original (su capacidad para procesar nutrientes de forma que puedan ser utilizados por los organismos vivos) ha resultado dañada; cerca del 3% del suelo ha sido degradado prácticamente hasta el punto de no poder seguir cumpliendo esa función. (*World Resources, 1996*).

Tabla 2.1.1.1: ESTIMACIÓN DEL ÁREA DE SUELO AFECTADA POR TODOS LOS TIPOS DE DEGRADACIÓN INDUCIDA POR EL HOMBRE.

Región	SUELO DEGRADADO		NIVEL DE DEGRADACIÓN			
	Área (10 ⁶ ha)	% del Total	Ligero (10 ⁶ ha)	Moderado (10 ⁶ ha)	Fuerte (10 ⁶ ha)	Extremo (10 ⁶ ha)
Mundo	1964.4	17	749.0	910.5	295.7	9.3
África	494.2	22	173.6	191.8	123.6	5.2
América N.	158.1	8	18.9	112.5	26.7	0.0
América S.	243.2	14	104.8	113.5	25.0	0.0
Asia	748.0	20	294.5	344.3	107.7	0.5
Europa	218.9	23	60.6	144.4	10.7	3.1
Oceanía	102.9	13	96.6	3.9	1.9	0.4

Fuente: UNEP. *Environmental Data Report. 1993-1994*

Es francamente alarmante que la cuarta parte de la superficie de Europa presente degradación achacable a la acción del hombre, y que las tres cuartas partes de esa superficie afectada por degradación antropogénica presenten un nivel de degradación moderado, fuerte o extremo, (*Tabla 2.1.1.1*).

En el área mediterránea, la principal causa de la degradación del suelo es la erosión hídrica. Esta erosión está favorecida principalmente por la intensificación de los incendios forestales, la agricultura intensiva y los cambios de uso del territorio (*Pantis & Mardiris, 1992; United Nations Statistical Commission, 1992*).

La expansión global de la agricultura se ha cobrado un elevado precio en lo que al estado del suelo se refiere. La productividad del suelo depende, en gran medida de la materia

orgánica que contiene. Se calcula que la actividad agrícola ha reducido la disponibilidad de carbono orgánico en el humus en un 15%. La pérdida de carbono ha tenido lugar a razón de 300 millones de toneladas anuales en el transcurso de los últimos 300 años, pero a lo largo de los últimos 50 años el proceso se ha incrementado hasta alcanzar las 760 millones de toneladas anuales.

Tabla 2.1.1.2: **ÁREA DE SUELO AFECTADA POR DETERIORO QUÍMICO.**

Región	Área de suelo degradada (10 ⁶ ha)	PORCENTAJE DE DISTRIBUCIÓN			
		Pérdida de nutrientes	Salinización	Contaminación	Acidificación
Mundo	239.1	57	32	9	2
África	61.5	73	24	-	2
América N.	0.1	0	0	0	100
América S.	70.3	97	3	0	0
Asia	70.2	20	72	2	6
Europa	25.8	12	15	72	1
Oceanía	1.3	31	69	0	0

Fuente: UNEP. Environmental Data Report. 1993-1994.

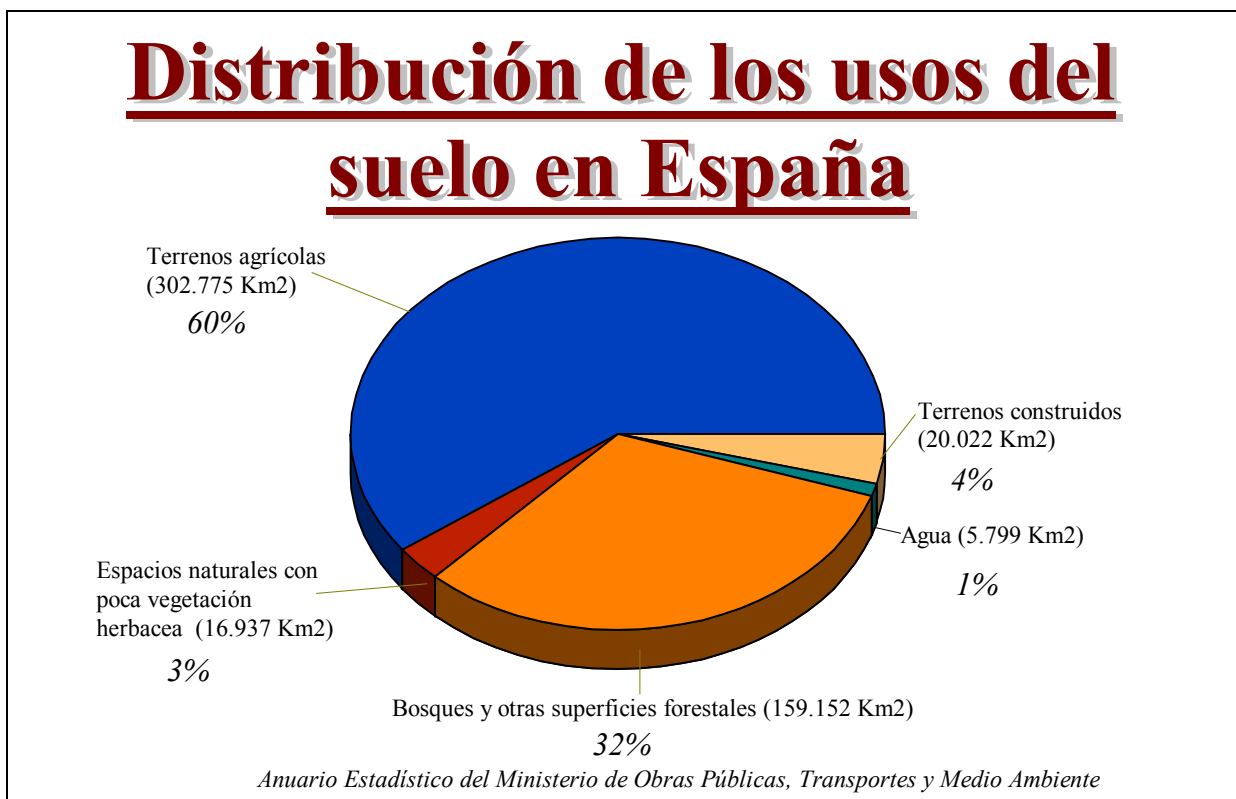


Figura 2.1.1.1.- Distribución de los usos del suelo en España.

A escala mundial, los problemas críticos del suelo son la pérdida de nutrientes y la salinización. En el ámbito europeo, el problema crucial es la contaminación (*Tabla 2.1.1.2*).

En España, casi el 60% del de la superficie se considera suelo agrícola, mientras que un 32% es bosque y superficie forestal. Un 4% de la superficie nacional está ocupado por construcciones de todo tipo. (*Anuario estadístico del Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente*), (*Figura 2.1.1.1*).

Más de un 75% del suelo agrícola se explota como seco. Solo el 6.8% del suelo agrícola es regadío, e incluye prados y pastos y tierras de cultivo. (*Anuario de Estadística Agraria.1993*).

Aunque la superficie forestal española es de 16.1 millones de ha, la superficie explotada se reduce prácticamente a la mitad: 8.4 millones de ha (*Medio Ambiente. Junta de Andalucía, N°22. Diciembre 1994*).

En España las mayores superficies forestales corresponden a Andalucía (16%) y Castilla y León (15%). La Comunidad Valenciana posee un 6% de la superficie forestal nacional (*Anuario de Estadística Agraria, MAPA, 1994*).

En el continente europeo, si se incluyen los países del Este, Suiza y Noruega, los bosques cubren una superficie de 312 millones de ha, alrededor del 33% del suelo. España se acerca considerablemente a la media Europea.

En los últimos 30 años, la superficie forestal europea ha aumentado un 10%.

Las políticas forestales europeas están evolucionando de primar la producción maderera a la protección de otros valores (conservación, uso recreativo, protección del suelo y regulación hidrológica).

Para la mayoría de ecosistemas terrestres, el suelo es el escenario o el medio físico-químico en el que se desarrolla la vida. El suelo es un componente ambiental que por su origen, formación y evolución no puede ser aislado del entorno que lo circunda. Es frágil, de difícil y larga recuperación y de extensión limitada. Por ello, tanto el uso inadecuado como el cambio de usos o su sobreexplotación por actividades de muy diversa índole, pueden contribuir a la **DEGRADACIÓN** de este recurso natural no renovable a corto plazo que se utiliza para satisfacer necesidades humanas de interés económico y social.

El suelo que es el soporte y el almacén de sustancias nutritivas para los organismos terrestres está constituido por un sistema trifásico sólido/líquido/gas. Tanto el contenido como la disposición de las partículas minerales y orgánicas del suelo, originan una estructura donde tienen lugar procesos de naturaleza física, química y biológica. La combinación adecuada de los diferentes constituyentes del suelo y la **AUSENCIA DE PROCESOS INTERFERENTES** hace posible que sea un medio idóneo para el desarrollo de los organismos vivos.

La importancia del recurso suelo se hace patente por la preocupación de múltiples organizaciones internacionales. La Declaración de Estrasburgo, adoptada por el Council of Europe Committee of Ministers de 1972, estableció la **CARTA EUROPEA DE LOS SUELOS**, en la que se consideran los elementos básicos para elaborar el plan de acción para la **PROTECCIÓN DEL SUELO**, considerándose entre otros aspectos: *la necesidad para un uso sostenible del territorio, la planificación territorial con el fin de evitar la pérdida de suelos de alta calidad, la protección del suelo frente a la contaminación, las prácticas de uso inadecuadas para reducir la erosión y el mantenimiento de la fertilidad y calidad del suelo*; la Comisión y la Oficina Europeas del Medio Ambiente también han manifestado su preocupación por el recurso suelo, por su uso y por el riesgo de degradación o destrucción.

Finalmente y por remarcar la preocupación que a escala mundial existe sobre la degradación de los suelos actualmente, conviene indicar que en la **CARTA MUNDIAL DE LOS SUELOS** elaborada por la Conferencia Mundial de la FAO en 1982, se entiende como **DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS** la pérdida total o parcial de su productividad cualitativa o cuantitativamente o en ambas formas, como una consecuencia de procesos como la erosión, la salinización, la inundación, la desertización y la contaminación, que finalmente tienen una clarísima incidencia sobre el mantenimiento de la estructura y de la fertilidad de los suelos. La degradación de éstos repercute directamente sobre la agricultura al afectar al rendimiento de los cultivos y de los recursos hídricos, pero también afecta gravemente a otros sectores de la economía y del medio ambiente.

Para que la protección del suelo sea efectiva es necesario que sea considerada dentro de un marco de protección ambiental multisectorial. Este aspecto se recogió por primera vez dentro del Tercer Programa de Acción (1982-86) en materia de Medio Ambiente de la CEE. En el Cuarto Programa (1987-92), y en el Agricultura y Agroindustria actual, se trata al suelo como un sistema natural con entidad propia. Se introducen capítulos sobre "Protección del suelo" clasificándose las agresiones a que está sometido en tres grupos:

- *Contaminación por sustancias nocivas* (o por sustancias poco biodegradables) de origen diverso (residuos urbanos, agrícolas e industriales, agroquímicos, aguas de riego, deposición ácida, etc.).
- *Deterioro de la estructura física* o composición química, erosión, riesgos naturales, compactación por uso de maquinaria pesada.
- *Uso inapropiado* y consecuencias derivadas de actividades consumidoras de espacio.

CONSEJO DE EUROPA
CARTA EUROPEA DE LOS SUELOS

1. EL SUELO ES UNO DE LOS BIENES MÁS PRECIOSOS DE LA HUMANIDAD. PERMITE LA VIDA DE LOS VEGETALES, ANIMALES Y DEL HOMBRE SOBRE LA SUPERFICIE DE LA TIERRA.
2. EL SUELO ES UN RECURSO LIMITADO QUE SE DESTRUYE FÁCILMENTE.
3. LA SOCIEDAD INDUSTRIAL UTILIZA EL SUELO CON FINES TANTO AGRÍCOLAS COMO INDUSTRIALES Y OTROS. LA POLÍTICA DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO DEBE CONCEBIRSE EN FUNCIÓN DE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS Y DE LAS NECESIDADES DE LA SOCIEDAD ACTUAL Y FUTURA.
4. LOS AGRICULTORES Y LOS FORESTALES DEBEN ADOPTAR MEDIDAS ADECUADAS PARA PRESERVAR LA CALIDAD DEL SUELO.
5. EL SUELO DEBE SER PROTEGIDO DE LA EROSIÓN.
6. HAY QUE PROTEGER AL SUELO CONTRA LA CONTAMINACIÓN.
7. LAS AGLOMERACIONES URBANAS DEBEN ORGANIZARSE DE MODO QUE PROVOQUEN EL MENOR NÚMERO POSIBLE DE EFECTOS NEGATIVOS SOBRE LAS ZONAS LIMÍTROFES.
8. EN LA REALIZACIÓN DE OBRAS PÚBLICAS Y EN LA CONCESIÓN DE PLANES DE TRANSFORMACIÓN DEBEN VALORARSE LAS REPERCUSIONES SOBRE LAS TIERRAS CIRCUNSTANTES Y TOMARSE LAS MEDIDAS ADECUADAS.
9. ES INDISPENSABLE LA ELABORACIÓN DE UN INVENTARIO DE LOS RECURSOS DE SUELOS.
10. SON NECESARIOS UN MAYOR ESFUERZO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y UNA COLABORACIÓN INTERDISCIPLINARIA PARA ASEGURAR LA UTILIZACIÓN RACIONAL Y LA CONSERVACIÓN DE LOS SUELOS.
11. LA CONSERVACIÓN DE LOS SUELOS DEBE SER OBJETO DE UNA INSTRUCCIÓN A TODOS LOS NIVELES Y DE UNA INFORMACIÓN PÚBLICA CADA VEZ MAYOR.
12. LOS GOBIERNOS Y LAS AUTORIDADES ADMINISTRATIVAS DEBERÁN PLANIFICAR Y ORDENAR RACIONALMENTE LOS RECURSOS DEL SUELO.

Actualmente existe un interés generalizado en establecer las bases para la protección del suelo (*Felipó, 1992*). La Política Ambiental de la Unión Europea se enmarca dentro de un contexto integracionista pudiendo sintetizarse los principios fundamentales que la sustentan en: prevención, corrección y conservación.

La degradación de los suelos se había tratado hasta hace poco considerando tan solo la pérdida de su potencial productivo, pero existen otras formas de degradación que si bien no

están orientadas hacia la producción, disminuyen la calidad medioambiental (*García-Orenes, 1992*).

Además de los procesos que la FAO indicó en 1982, otros como acidificación y compactación se han reconocido actualmente como degradativos, considerándose asimismo que la pérdida de la diversidad ecológica del propio suelo debe considerarse también, debido al importante papel que desempeñan los organismos del suelo.

Cuando el suelo alcanza su madurez está en equilibrio con sus factores ambientales y tiene las condiciones apropiadas para una buena producción de biomasa. Si como apuntamos, se rompe el equilibrio, la evolución se modifica y se desarrollan una serie de procesos que tienden a la disminución en cuanto a alguna de sus propiedades y que constituye la degradación.

En términos generales, las causas naturales que se consideran decisivas en la degradación del suelo del ámbito mediterráneo son las siguientes: el carácter irregular de las precipitaciones, escasas, pero de gran erosividad; la aridez y termicidad del clima que favorecen la salinización y la rápida eliminación de la materia orgánica del suelo; un relieve muy contrastado con abundancia de laderas de gran longitud y pendiente; la aparición frecuente de un sustrato litológico impermeable, muy erosionable y con abundancia de sales, y el mal estado de la cubierta vegetal, que ofrece un grado muy bajo de protección del suelo, como consecuencia de las actuaciones humanas y del escaso poder de regeneración de la mayoría de los ecosistemas mediterráneos.

Esta degradación comienza, generalmente, como consecuencia de la eliminación de la cubierta vegetal como una acción de origen antrópico. Una vez iniciada hay diversos procesos que intervienen con posterioridad: erosión, salinización, contaminación, degradación física, degradación biológica y degradación química. El que actúe uno u otro y la intensidad relativa de cada uno depende de los factores ambientales, de forma análoga a lo que ocurre durante su formación.

Las condiciones de formación de muchos suelos mediterráneos propician propiedades físicas intrínsecas (conductividad hidráulica, estructura, textura, etc.) relativamente favorables a una variedad de usos. **NO OBSTANTE, LAS PROPIEDADES DE MUCHOS HORIZONTES SUPERFICIALES NO SON COMPATIBLES CON UN USO AGRÍCOLA, FORESTAL U OTROS USOS COMUNES SIN EXPONER ESTOS HORIZONTES A PROCESOS DE DEGRADACIÓN física o erosión.** *En este aspecto el nivel de materia orgánica es un factor crucial en el mantenimiento de las propiedades de estructura, fertilidad, capacidad de infiltración y erosionabilidad.*

La degradación de los suelos es, en su sentido más amplio, uno de los principales problemas con que se enfrenta el mundo en este momento. Considerando el aumento previsible de población mundial, ¿cuál será la situación en los próximos decenios?. El suelo es y seguirá siendo en un futuro próximo la base de la producción, por lo que no ofrece duda la consideración de que la demanda de suelo cultivable va a ser mucho mayor. Incluso ahora muchos millares de hectáreas dejan de cultivarse cada año por exceso de erosión, salinización,

contaminación, anegación, esterilidad, y en muchos miles de ellas el potencial productivo básico declina progresivamente hacia dicho estado.

La contaminación del medio ambiente, agua-suelo-atmósfera, es, como indicamos, un factor limitante de la producción vegetal. La degradación del mismo se ha incrementado en los últimos años debido, en parte al sistema de agricultura intensiva utilizado, de otra, al empleo indiscriminado de los recursos hídricos disponibles sin tener en cuenta la calidad de éstos, y por último debido a fenómenos de interacción medioambiental, lo que está llevando consigo no sólo la disminución de rendimientos cuali y cuantitativos sino también un proceso de salinización secundaria y contaminación de suelos que, en casos graves, conduce irremediablemente a la desertización de los mismos.

La degradación de los suelos entraña una regresión desde un estado más elevado a uno inferior, lo que supone una disminución de su capacidad productiva. Este proceso no es necesariamente continuo y puede producirse entre diversos periodos de estabilidad o equilibrio ecológico, y es evidente que todo ello puede implicar, en esta secuencia degradativa y como resultado de la misma, una:

1. Disminución de rendimiento en la producción vegetal.
2. Pérdida de recursos, incluido el suelo.
3. Mayor necesidad de insumos agrícolas.
4. Descenso del valor del suelo y pérdida del mismo.
5. Reducción de las poblaciones vegetal y animal.

Antes, el control de la contaminación para mejorar la calidad del medio ambiente era un obstáculo para el desarrollo; a éste, actualmente lo podemos considerar como el almacén de recursos para satisfacer las necesidades humanas, y el desarrollo como un proceso que tiene como fin el incremento del bienestar de la población. A corto plazo, inmediato, habría que decir, los objetivos del desarrollo y del medio ambiente habrán de contemplarse conjuntamente y ayudarse mutuamente para conseguir mejorar la calidad de vida.

II.1.2.- PROCESOS DE DEGRADACIÓN.

Cuando un suelo está en equilibrio con sus factores de formación tiende a adquirir una condiciones ideales para una buena producción de biomasa. Si este equilibrio se rompe, generalmente por acciones antrópicas directas o indirectas, se originan alteraciones en el ecosistema y el sistema suelo no es lo suficientemente resistente para soportar esta perturbación. La evolución natural del suelo se detiene y adquieren preponderancia una serie de procesos que conducen a la degradación de la calidad del suelo.

Se entiende por procesos de degradación del suelo el conjunto de reacciones de tipo físico, químico o biológico y sus interacciones que afectan a la capacidad de autorregulación de los suelos y a su productividad. Como se señaló anteriormente, el factor inicial de los procesos de degradación es, en la mayor parte de los casos, una actuación humana inadecuada, pero hay también ciertas situaciones naturales que propician el desarrollo de

determinados procesos degradativos. En conjunto podríamos esquematizarlos del siguiente modo:

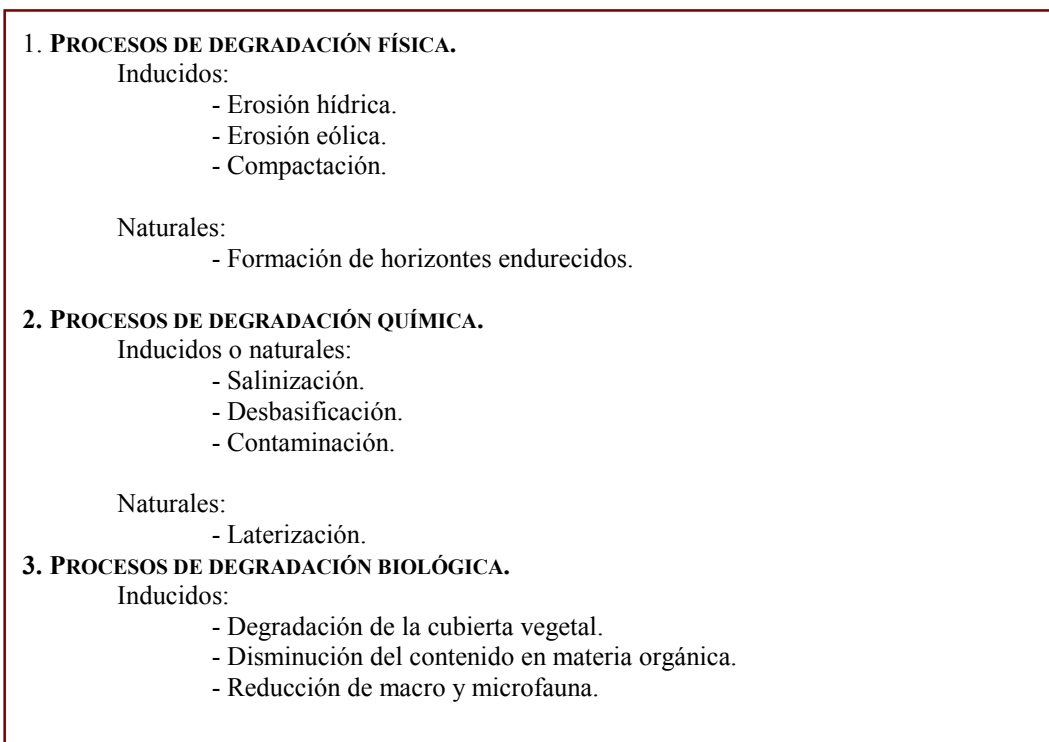


Figura 2.1.2.1. Esquema de los diferentes procesos de degradación del suelo.

La pérdida de la cubierta vegetal es una de las causas más importantes en los procesos de desertificación (*Andreu et al., 1998b*).

Los procesos de degradación señalados tienen unas consecuencias muy graves sobre las áreas en las que actúan tanto desde el punto de vista ambiental, que son evidentes, como económico y social. En cualquier caso, resulta muy difícil evaluar económicamente los costes que conlleva la degradación.

II.1.3.- CAUSAS DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS.

a) SUELOS DE CULTIVO:

- Roturaciones, transformaciones en regadío, agricultura intensiva, quema de rastrojos y explotaciones ganaderas.
- La eliminación de la vegetación autóctona para implantación de cultivos, acelerada en los años 40 y 50 y posteriormente el abandono de tierras poco productivas, ha ocasionado la exposición de éstas al grave problema de la erosión. El abandono de suelos agrícolas provoca en estos una pérdida de su calidad biológica y

bioquímica, determinada mediante el análisis de una serie de parámetros bioindicadores del nivel de degradación (*García Izquierdo et al., 1998*).

- El uso de plaguicidas y fertilizantes químicos, indispensables para la práctica agrícola actual, produce efectos no sólo por transmisión de productos más o menos tóxicos a la cadena alimentaria humana, sino por el empobrecimiento paulatino del suelo al ir perdiéndose los microorganismos que aseguran su composición y sus nutrientes naturales (*Problemas medioambientales; Atlas Nacional de España, MOPT.1992*).

b) SUELOS FORESTALES:

- Incendios forestales: En España, el fuego recorre, cada año, cerca del 1.1% de la superficie forestal total, con tendencia a persistir esta cifra.
- Plagas y Enfermedades: Aumentan sus efectos en condiciones climáticas favorables para su propagación, y por abandono de actuaciones preventivas.
- El debilitamiento de los bosques: Los dos factores anteriores, unidos a la contaminación atmosférica y a los agudos periodos de sequía, han dado lugar a que, en el año 1994, se estime que el 19% de nuestros árboles se encuentren dañados (más de un 25% de defoliación), (*Estrategia Nacional para la Conservación Integrada de la Naturaleza –ENCINA-(MAPA. 1995)*).

LA DEGRADACION DE LOS SUELOS FORESTALES

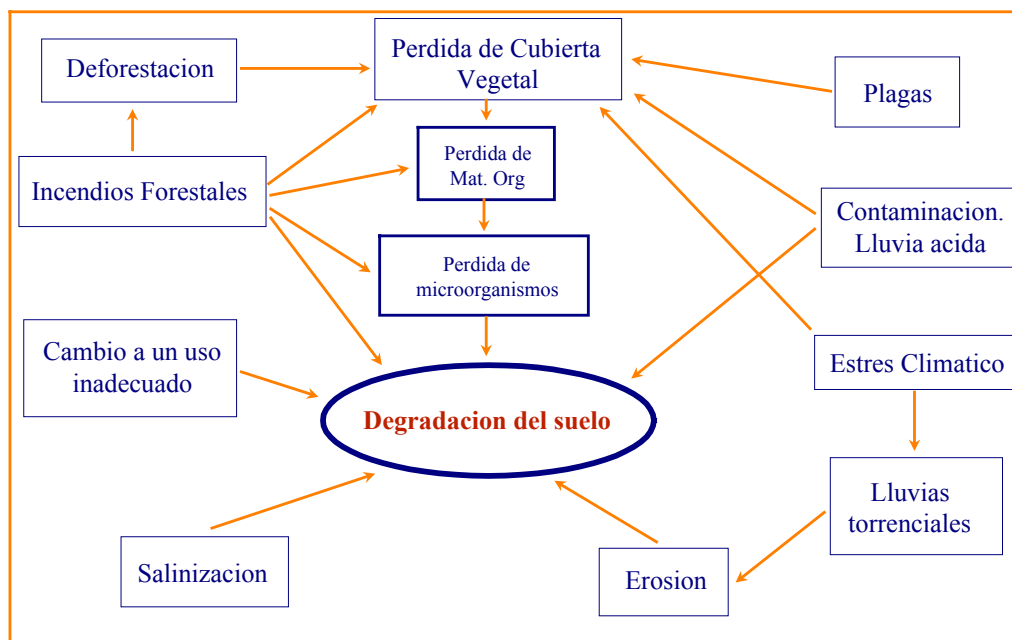


Figura 2.1.3.b1. Relaciones entre las causas de la degradación de los suelos forestales.

Junto con los incendios forestales, de los que trataré más concretamente en el siguiente punto, la contaminación atmosférica convertida en lluvia ácida es otro de los grandes causantes de la degradación de los suelos forestales (*Figura 2.1.3.b1*).

Existe una creciente preocupación, especialmente en los últimos años, acerca de las comúnmente denominadas “lluvias ácidas”, sobre todo en aquellas zonas en las que se ha aumentado la producción de compuestos acidificantes y su posterior incorporación a los ecosistemas naturales. De este modo, se ha considerado la contaminación atmosférica, (SO_2 , NO_x , y NH_3), como uno de los principales agentes activos en la degradación de los bosques, de tal modo que el suelo actuaría como factor mediatizador.

Los mecanismos y causas que generan la pérdida de vitalidad de los bosques son complejos y difíciles de evaluar; así, en ocasiones, se solapan mecanismos de acidificación de origen antrópico y natural.

Diversos estudios han puesto de manifiesto que, en algunas zonas del planeta, algunos ecosistemas forestales han perdido vitalidad. Dado que en estas zonas se detecta un incremento de la polución atmosférica, se ha suscitado que las deposiciones ácidas desempeñan un papel relevante en dicha pérdida de vitalidad. Este hecho ha provocado una creciente preocupación en diversos organismos y partes del mundo, especialmente en Europa y Norteamérica.

En uno de los informes sobre el estado de los bosques europeos (CEE-UN/ECE, 1992), se desprende que una apreciable proporción presenta signos de enfermedad; en concreto **defoliación y/o decoloración**. Además las coníferas están más deterioradas que las frondosas.

- Se estima que en Europa cerca de 6 millones de hectáreas están afectadas por precipitaciones ácidas. Muy conocido es el caso de la Selva Negra Alemana.
- En Suiza el 40% del territorio está afectado.
- En Checoslovaquia más de 300.000 has de bosque se han destruido por este efecto.

En España, bien porque no se consideran aún los aportes ácidos como importantes, bien porque los ecosistemas forestales son menos susceptibles a la acidificación, o simplemente porque otros procesos de degradación tienen un cariz más abrumador (tal es el caso de los incendios), quizás no se le ha prestado suficiente atención a esta problemática. *Sánchez Peña (1988)* ha aportado datos de la red de seguimiento de daños referentes al Primer inventario (parcial), del que destacamos:

- 76.6% de la superficie forestal no está dañada.
- 12.3% de la superficie forestal está ligeramente dañada.
- 7% de la superficie forestal está moderadamente dañada.
- 4.1% de la superficie forestal está gravemente dañada.

En lo que respecta a la acidificación natural existe una extensa bibliografía mundial. En el caso de España se han realizado algunos trabajos en los que se pondera el papel del Aluminio, siendo de destacar entre otros, los de Macías y colaboradores y Jiménez Ballesta y colaboradores.

DEPOSICIÓN ÁCIDA: EFECTOS EN EL SUELO Y LA VEGETACIÓN.

La deposición ácida puede llegar al bosque de dos maneras. En forma húmeda como lluvia o niebla, y en forma seca como partículas y gases (HNO_3 y SO_2).

En 1981, Manion distingue tres tipos de factores de estrés:

- A) Factores que predisponen, como son el clima, el suelo, el potencial genético, la edad de las especies y la contaminación atmosférica crónica.
- B) Factores que incitan, como son los abióticos como las heladas y sequías, y bióticos como la acción de los insectos.
- C) Factores que contribuyen, como son los ataques de insectos, hongos, virus, etc.

Los efectos que la deposición ácida puede ocasionar en la vegetación son:

- 1.- Daño en la cutícula de las hojas, por acción directa y por efecto metabólico.
- 2.- Interferencia en el funcionamiento de los estomas.
- 3.- Daño en las células de las plantas, tras penetrar las sustancias ácidas.
- 4.- Alteración de las raíces.
- 5.- Interferencia en la reproducción.
- 6.- Aumento de la susceptibilidad de las plantas a la contaminación.
- 7.- Alteración de la asociación simbiótica.
- 8.- Incremento de la susceptibilidad a los patógenos.
- 9.- Aumento de la concentración de metales disponibles.
- 10.- Interacción sinérgica con otros estreses ambientales.

Estos daños varían en función del tipo de contaminante, y del grado de asimilación por el vegetal, de los efectos acumulativos que se den en él, de la concentración y del periodo de exposición.

Los efectos de las deposiciones ácidas deben evaluarse bajo su interacción con los procesos naturales de acidificación.

La acidez no neutralizada por las copas de los árboles y demás vegetación, entra al suelo vía traslocación y escorrentía, fundamentalmente en forma de sal soluble.

La acidificación de los suelos constituye un factor que predispone al estrés (*Matzner & Ulrich, 1985*), puesto que reduce los nutrientes al variar su ciclo, provoca la movilización de elementos tóxicos como el aluminio al variar el pH del suelo y provoca variaciones en la composición de la estructura de la microflora y microfauna, y en su actividad biológica (*Vanhala et al., 1996*).

CAUSAS DE LA ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS

Naturales.

- Absorción de cationes básicos.
- Lixiviación natural.
- Formación del humus.

Antropogénicos.

- Extracción de la biomasa.
- Conversión del uso.
- Fertilización (*casi exclusivo de suelos agrícolas*).
- Aportes ácidos de compuestos acidificantes (contaminación).

Aunque los procesos degenerativos se producen progresivamente de forma continua, se distinguen, generalmente, varias fases o etapas en la degradación del bosque mediterráneo, que esquemáticamente se explicitan en la figura 2.1.3.b2, y que son las siguientes.

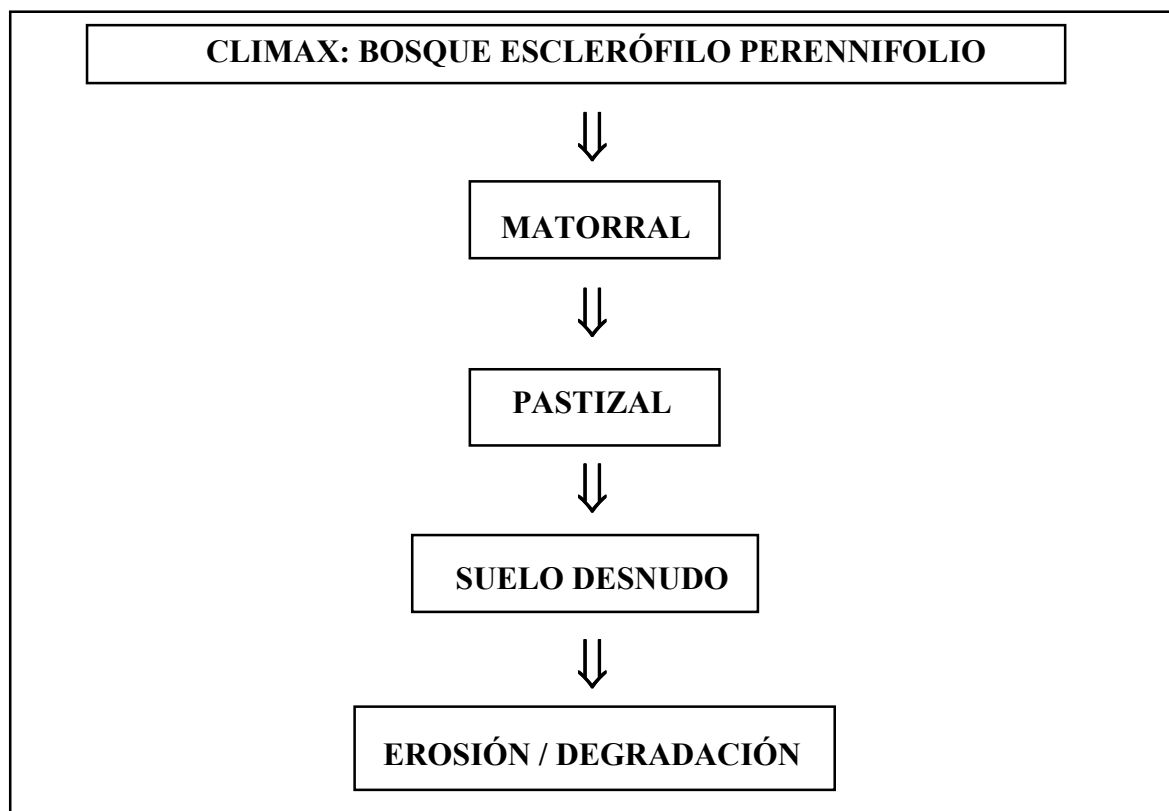


Figura 2.1.3.b2. Esquema de las fases en la degradación del bosque mediterráneo.

1) Bosque con gran cantidad de biomasa, constituido por las especies de mayor porte biológico según las características ambientales del área. Es excelente para el suelo, tanto por la protección que ejerce como por su primordial intervención en la formación de suelo de alta calidad.

2) Bosque abierto o prebosque con abundantes arbustos. También es un buen protector del suelo frente a la degradación.

3) La vegetación climácica queda reducida a pequeñas zonas dispersas. Muchas están colonizadas o repobladas artificialmente por especies de inferior categoría, generalmente pinos, o por matorral heliófilo a base de cistáceas o ericáceas.

4) Pastizales perennes con arbustos altos: espartales, albardinales, lastonares, brezadas, romerales, etc.

5) Tomillares y herbazales muy abiertos y discontinuos.

Esta serie evolutiva es una simplificación, un poco exagerada, en la que por una parte se pueden diferenciar otras fases intermedias y por otra hay que tener en cuenta que cada tipo de vegetación real se puede pasar a muchos otros en función de la naturaleza e intensidad de los cambios que puedan producirse (*Ruiz de la Torre, 1981*).

II.2.- LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LOS SUELOS.

La evaluación de los suelos es la valoración de su rendimiento para un determinado propósito. De esta manera se ofrece una base racional para tomar decisiones sobre el uso del suelo. Se han de tratar dos aspectos importantes: los recursos físicos, como son el suelo, la topografía y el clima, y los recursos socioeconómicos, como son el tamaño de la explotación, tanto si es agrícola como si es para otro uso, el nivel de manejo, la disponibilidad de mano de obra, la situación del mercado y otras actividades humanas. Los primeros pueden considerarse como propiedades “relativamente estables”, mientras que los segundos varían mucho más y dependen de decisiones sociales o políticas.

La Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo S.S.S.A, recientemente ha propuesto el término “Calidad de Suelos” (Soil Quality, S.Q.). Este índice para evaluar el estado de un suelo, tiene en cuenta las siguientes propiedades que deben cumplir los suelos:

- Almacén de agua.
- Almacén de nutrientes y contaminantes.
- Capacidad de sostener raíces.
- Mantener un hábitat biológico.
- Soportar la erosividad y la degradación.

Para suelos forestales el término propuesto es el de “Calidad Ecológica”, en los que se debe de tener en cuenta:

- Disponibilidad de nutrientes.
- Sensibilidad a la acidificación.
- Disponibilidad de metales pesados.

El uso óptimo de la tierra nunca ha sido más importante que ahora, cuando la explosión demográfica y el crecimiento urbano sólo dejan relativamente poca tierra para la agricultura y nuestros bosques están siendo mermados y continuamente amenazados por la proximidad de estas zonas urbanas y sus consecuencias, tales como la contaminación, incendios provocados por el hombre, la deforestación, etc.

El objetivo principal de la evaluación del suelo es el de encontrar el uso óptimo para cada unidad y hay que tener en cuenta no sólo las consideraciones físicas y socio-económicas sino también la **conservación de los recursos medio ambientales** para su futuro uso.

La evaluación del territorio es el proceso mediante el cual analizamos las condiciones del biotopo y de la biocenosis existentes en el mismo con objeto de determinar las posibles alternativas de uso en términos socioeconómicos y ecológicos. La evaluación de los suelos es una parte de la evaluación del territorio.

La clasificación de capacidad de uso de la tierra en ocho clases agrológicas desarrollada, hace ya muchos años, por el servicio de conservación de suelos de los Estados Unidos está completamente desfasada (*Gandullo, 1998*).

Este sistema de clasificación nunca ha estado a favor de la planificación del uso forestal de la tierra ni de la creación de espacios protegidos, toda vez que lleva implícita una marcada tendencia a que la agricultura debe ser la forma primordial de uso donde quiera que sea posible.

En nuestros tiempos, esto no tiene ninguna justificación. Por tanto, es necesario un mayor detalle al referirnos a clases específicas de utilización. Dentro de los usos forestales, podríamos distinguir:

- Bosques de coníferas.
- Bosques de fondosas perennifolias.
- Bosques de frondosas caducifolias.
- Bosques claros de aprovechamiento mixto silvo-pastoral.
- Etc.

Análogamente, un tercer grado de aproximación tendría que incidir en la determinación específica de la fitocenosis, y entonces, diferenciar:

- Choperas.
- Eucaliptares.
- Hayedos.
- Pinares de pino carrasco.
- Pinares de pino piñonero.
- Dehesas de alcornoque.
- Etc.

La actividad forestal, como una forma de uso del territorio, tiene una serie de características distintivas comparada con los usos agrícolas y pecuarios que tienen importante consecuencia para la evaluación del territorio, como son:

1.- Largo plazo: El periodo comprendido entre el nacimiento y el aprovechamiento de un árbol raras veces es inferior a 10 años, en España muchas veces oscila entre 80 y 100 años. Ello implica que las decisiones, una vez tomadas, son difíciles de cambiar, y por tanto la correcta evaluación del suelo en este sentido es muy importante.

2.- Funciones múltiples. Los ecosistemas forestales tienen, generalmente, múltiples usos y valores. Tradicionalmente estos valores se han dividido en dos grandes grupos: beneficios directos, fácilmente evaluables en términos económicos, y beneficios indirectos cuya cuantificación es más difícil o imposible, aunque ya se están empezando a realizar en algunos casos con mayor o menor acierto, en función del objetivo por el cual se realizan. Acerca de esto último hay grandes polémicas, puesto que es un tema delicado, el ponerle precio a algo que no lo tiene ya que no existe su mercado. Lo que es indiscutible es que tiene un valor, y el evaluarlo económicamente debe ser una herramienta más para hacer un buen uso, pero no la única.

Entre los beneficios indirectos y en relación no exhaustiva podríamos enumerar:

- Regulación del régimen hídrico.
- Freno a los procesos erosivos.
- Conservación biológica de la flora y la fauna.
- Uso social de recreación y turismo.

3.- Niveles diferentes de explotación. Aunque algunas especies forestales exigen un tratamiento selvícola específico de aprovechamiento, la mayor parte de los bosques pueden estar sometidos a cuatro niveles de explotación:

- Nula, en aquellas masas forestales que quieran considerarse como reserva integral.
- Seleccionada, o por entresaca, con baja intensidad de modificación de la masa y sin ningún esfuerzo para inducir la regeneración natural.
- Semi-intensiva, o por clareos sucesivos y uniformes, en los que se busca la compatibilidad entre la máxima producción y el logro de la regeneración natural.

- Intensiva, o por cortas a hecho, bien por fajas en bosquetes o matarrasa, donde la regeneración del monte, si es preciso, se completa a través de repoblaciones y donde, muchas veces, se intenta aumentar la producción a través de mejora genética, podas e incluso laboreos y abonados.

La correcta evaluación de la conservación del suelo, en todos los casos de explotación del monte, considero que es imprescindible si queremos tener perspectiva a largo plazo de sostenibilidad de los recursos forestales puesto que, normalmente, el incremento del nivel de la explotación trae consigo un descenso de los beneficios indirectos. La correcta gestión en función de la evaluación continua debe ser de máximo interés para todos, si queremos dejar un buen legado para las generaciones futuras.

Para evaluar la capacidad del territorio para un determinado uso forestal se precisa analizar lo siguiente:

- Aptitud para ese uso y producción esperable.
- Beneficios indirectos previsibles y condicionamientos que entrañan.
- Impactos negativos que pueden acarrear.

La aptitud y producción esperable se puede evaluar con distintos grados de aproximación : A.- Aptitud y producción potencial forestal, sin concretar especie. B.- Aptitud y producción forestal real, sin concretar especie. C.- Aptitud y producción forestal real de una especie determinada. Esta última se basa en la definición del hábitat de una especie y en la existencia de ecuaciones de pronóstico de calidad. Estos estudios se han llevado a cabo por la E.T.S. de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid (*Gandullo et al., 1998*), de momento para distintas especies de pinos representativos de las masas forestales de nuestro país y en la actualidad se están realizando para especies de frondosas.

Beneficios indirectos previsibles de las reforestaciones llevadas a cabo mediante una buena evaluación de los suelos forestales y condicionamientos que entrañan:

1.- Existe un beneficio de regulación del régimen hídrico para los ecosistemas colindantes. Este beneficio puede estimarse mediante la suma algebraica de lo que disminuye la escorrentía superficial al tener una vegetación arbórea, más o menos el incremento o decremento del drenaje a profundidad calculado teniendo en cuenta la variación de la demanda de evapotranspiración cuando existe una cubierta vegetal incompleta.

2.- Otro beneficio es el de actuar de freno a los procesos erosivos. Este puede evaluarse a través de cualquiera de los métodos que predicen la pérdida de suelo, por ejemplo la M.U.S.L.E. (Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo Modificada), afectando a este cálculo un coeficiente corrector según sea el tipo de explotación del monte porque, naturalmente, a igualdad de todas las demás circunstancias, este freno a los procesos erosivos es mayor en un monte tratado por entresaca y va disminuyendo según que el método vaya pasando a clareo sucesivo uniforme o cortas a hecho.

3.- El beneficio de conservación de flora y fauna puede evaluarse comparando el índice de diversidad del uso actual del territorio y el índice de diversidad previsible con el nuevo uso forestal. Desgraciadamente, apenas existen en España estudios de este tipo. Quizás como norma general, puede admitirse la siguiente escala creciente de diversidades:

- cultivo agrícola.
- prado de siega.
- pradera.
- matorral/especies forestales exóticas.
- masa regular de coníferas.
- masa regular de frondosas.
- masa irregular de coníferas.
- masa irregular de frondosas.
- masa irregular mixta.

4.- Por último, la estimación de los beneficios sociales de recreación y turismo ha de considerar entre otras cosas la demanda del mismo, las características fisiográficas y paisajísticas del entorno, las posibilidades de acceso y las limitaciones para dicho uso social y recreativo que imponen tanto el tratamiento de la explotación como la fragilidad del ecosistema.

Impactos negativos que puede ocasionar:

La dedicación de un territorio a un determinado uso forestal puede acarrear consigo una serie de impactos negativos que pueden agruparse en estos tres conceptos:

- 1.- Impacto negativo socioeconómico del cambio de producción.
- 2.- Impacto negativo cuando el uso anterior del territorio presenta mayores beneficios indirectos que el que se pretende introducir.
- 3.- Impacto negativo visual o paisajístico. Difícilmente se puede ser objetivo en este punto, por muchos estudios que existan.

Del Toro y col. (1998), han propuesto un modelo paramétrico de evaluación forestal para áreas de montaña mediterránea basado en las propiedades químicas del suelo y han diseñado un programa informático denominado “Evaluator”, que realiza el proceso de evaluación de manera sistemática y almacena la información en una base de datos.

Resumiendo, en este apartado lo que se pretende resaltar es que la importancia de la conservación del suelo, y por tanto indirectamente de todo su ecosistema, radica fundamentalmente en una evaluación correcta para una gestión adecuada del uso del monte, y conseguir que las reforestaciones llevadas a cabo sean lo más exitosas posibles.

Una buena gestión puede conllevar a unos beneficios a largo plazo en relación a la conservación y mejora del suelo.

La investigación científica sobre medidas de conservación de suelos, y sobre recuperación de suelos degradados tiene un papel muy importante y primordial en la actualidad.

En España, el desarrollo de metodologías de tratamiento del suelo después de sufrir incendios forestales es un objetivo especialmente relevante. Cualquier iniciativa orientada a la minimización del impacto que los incendios causan sobre el suelo, tiene un interés prioritario. Esta tarea, requiere, en primer lugar, un conocimiento pormenorizado de todos los factores y, especialmente, de uno mal conocido y necesitado de investigación científica específica: el comportamiento y evolución de los suelos afectados por el fuego, como paso previo a la implementación de medidas de tratamiento y regeneración.

Existen líneas de investigación, tendentes a la recuperación de suelos con el empleo de diversos materiales residuales; como pueden ser compost de R.S.U., lodos de depuradoras de aguas, y demás residuos con altos contenidos de materia orgánica, por supuesto con un control de estos residuos en lo que se refiere a su composición en elementos que pueden ser tóxicos como metales pesados, y controlando la inexistencia de microorganismos patógenos, etc.

Estos estudios se han desarrollado bastante en los últimos años, en lo que respecta a su posible aplicación en suelos agrícolas, con resultados muy buenos. Con esta base de conocimiento, se están desarrollando ahora investigaciones similares para su posible aplicación forestal.

También son destacables las investigaciones sobre el control de la erosión producida por la deforestación, encaminadas a reducir las pérdidas de suelo y evitar la degradación de los suelos.

En cualquier caso son investigaciones, que precisan de tiempo para poder llegar a conclusiones relevantes.

En el caso de los incendios forestales, el objetivo último es, en todo caso, la recuperación rápida de la cubierta vegetal, cuya pérdida dispara los procesos erosivos y de desertización.

Para conservar es imprescindible evaluar. Una evaluación rigurosa, permite una gestión adecuada de los suelos forestales. En este sentido, la investigación científica como medio de desarrollar metodologías de evaluación de suelos juega un papel muy importante.

II.3.- INCENDIOS FORESTALES.

II.3.1.- PROBLEMÁTICA DE LOS INCENDIOS FORESTALES.

Los incendios forestales constituyen un grave problema en los países de clima mediterráneo, en los que la recurrencia de una estación anual seca y de altas temperaturas crea condiciones propicias para la iniciación y desarrollo del fuego en el monte. Las olas de calor y sobre todo los vientos de poniente con rachas de velocidad fuertes, unidos a temperaturas elevadas y una humedad relativa muy baja, puesto que estas masas de aire provienen del interior de la península, crean unas condiciones muy propicias para su propagación.

Las especies vegetales que componen nuestros ecosistemas son especies de alta combustibilidad, debido a su bajo contenido en agua y presencia de aceites u otras sustancias inflamables. Esto, unido a la falta de discontinuidad entre las masas forestales favorece la propagación del fuego.

Existe una incidencia natural del fuego sobre los ecosistemas mediterráneos (no sólo de la cuenca mediterránea sino de los ecosistemas mediterráneos de todo el planeta), así como una incidencia antropogénica que actúa desde hace miles de años que, de forma conjunta, han determinado la evolución de estos ecosistemas (*De las Heras, 1994*).

El fuego debe ser considerado como un factor intrínseco de nuestros ecosistemas; la vegetación de tipo mediterráneo ha recibido desde siempre y periódicamente la visita del fuego (*Naveh, 1974; Le Hoerou, 1973, 1977*). En el desarrollo de los ecosistemas mediterráneos el fuego ha sido desde siempre un factor primordial (*Dodge 1977; García Novo, 1977*). Su incidencia, de manera natural, ha contribuido a modelar este paisaje característico (*Naveh, 1975; Trabaud, 1980; De las Heras, 1994*). En muchos casos, el factor fuego y los procesos subsiguientes de recuperación dan lugar a “perturbation dependent systems” (*Vogl, 1980; Naveh, 1990*) o al desarrollo de ecosistemas que dependen de su aparición periódica o “fire dependent systems” (*Vogl, 1977*). Sin embargo la frecuencia y el régimen de incendios forestales ha cambiado mucho en la historia de los bosques mediterráneos. Otro factor a tener en cuenta es la estación del año en la que se produce el incendio. La frecuencia puede ser tan importante como la estación en la que se produce el incendio para determinar los efectos que va a tener el fuego sobre el ecosistema (*Glitzenstein et al., 1995a, 1995b*).

La alteración de la frecuencia de los incendios, conlleva a que el ecosistema no tenga tiempo suficiente de regenerarse. Es esta la causa de la perpetuación de estadios que comprenden comunidades vegetales degradadas. Este proceso es el que puede tener lugar en los bosques de la cuenca mediterránea cuando concurren cifras tan elevadas de incidencia del fuego sobre superficies alteradas repetidas veces (*Papanastasis, 1977; Arianoutsou & Margaris, 1981*).

Los incendios que afectan a extensas superficies, por lo general tienen efectos ecológicos más negativos, no sólo por la mayor dificultad de restaurar el arbolado, sino porque la cubierta vegetal inicia una fase regresiva (*Martínez Ruiz, 1996*).

Nuestro clima, por una parte, favorece la acumulación de combustibles ligeros en el monte, constituidos por hierba seca y vegetación arbustiva, que se desarrolla abundantemente por la fuerte insolación que sigue a las lluvias primaverales; por otra, deseca ese combustible ligero hasta llegar a contenidos de humedad inferiores al 5 %, lo que permite que cualquier pequeño foco de calor inicie un incendio. Los fuertes vientos desecantes que a veces se presentan en verano contribuyen al desarrollo del fuego.

Según los datos estadísticos de las últimas décadas alrededor del 28 % de los incendios en España se producen en el mes de Agosto (*ICONA, 1981*), datos que se corresponden con lo que ocurre en la provincia de Alicante (*ICONA, 1986*). Si tenemos en cuenta que esta zona ocasionalmente está sometida a eventos pluviométricos de alta intensidad en los meses de septiembre, octubre, el problema de la erosión sobre zonas recientemente incendiadas al ser desprovistas de vegetación es sumamente grave.

En España los incendios forestales son la causa de la pérdida de grandes superficies arboladas. Los daños que ocasionan al suelo suelen ser distintos según afecten a las partes más elevadas de los árboles, al matorral y herbáceas o incendios de piso en los que el suelo resulta aún más alterado.

La intensa frecuentación de los montes, por la población urbana durante la época de vacaciones, coincidente con el período de sequía, y el mantenimiento de prácticas ancestrales, como la quema de pastos y de rastrojos y otros residuos agrícolas, originan cada año numerosos incendios que recorren extensas superficies.

La presión humana sobre el bosque ha cambiado notablemente. La población rural tradicionalmente integrada en el medio, mantenía una relación de simbiosis con el monte, aprovechando sus productos y manteniéndolo limpio como en el caso de las leñas. Con el éxodo rural muchas parcelas de cultivo fueron abandonadas dando paso a especies vegetales que favorecen la propagación del fuego.

Un aprovechamiento abusivo de los productos forestales como es el caso del carbón, propició la disminución de las poblaciones de especies autóctonas como la encina, siendo ocupado este espacio por especies vegetales de inferior estrato.

Es a partir de la década de los 70, cuando los incendios forestales empiezan a ser un importante problema medioambiental.

Los daños causados por los incendios forestales no son solo económicos, como la pérdida de materias primas, madera, corcho, resinas, etc., sino también ambientales. La destrucción de la vegetación por el fuego facilita los procesos erosivos con pérdida de suelo y perturbación del régimen hidrológico. La vegetación es considerada el factor más importante

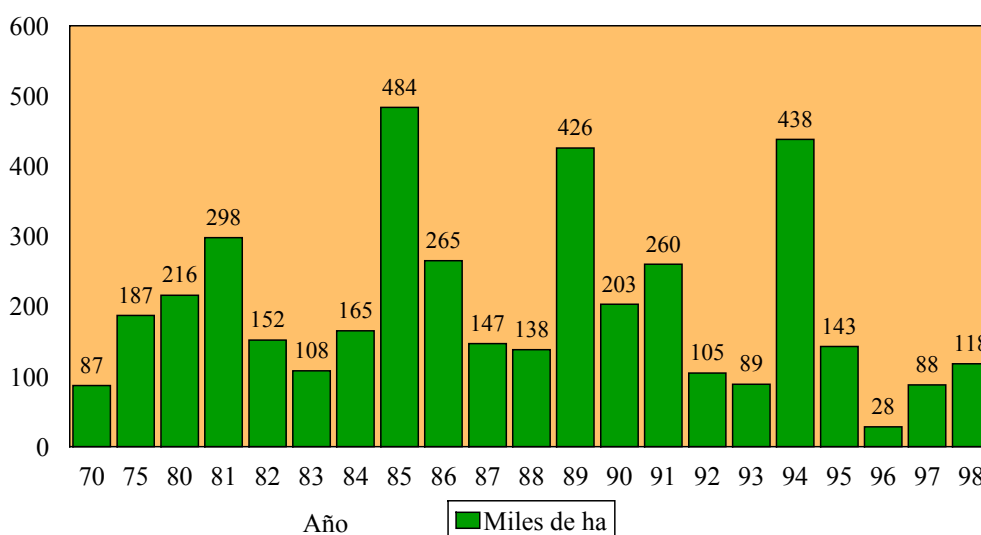
en el control de la escorrentía y la erosión (*Wischmeier, 1960; Elwell & Stocking, 1976; Hudson, 1982; Berndtsson & Larson, 1987*). La emisión de CO₂ es otro de los perjuicios añadidos (*Problemas medioambientales; Atlas Nacional de España, MOPT.1992*).

Los incendios forestales por tanto, inciden negativamente sobre el medio ambiente y en particular sobre el ecosistema afectado, siendo necesaria una evaluación rigurosa del daño ocasionado para emprender acciones efectivas que permitan su regeneración. En este sentido entendemos que el suelo, como componente fundamental de este ecosistema, puede llegar a sufrir modificaciones importantes en sus propiedades físicas, químicas y biológicas que impidan o retarden el crecimiento de la vegetación y por tanto su recuperación. Estas alteraciones pueden favorecer la degradación del ecosistema, hasta tal punto que muchos investigadores lo reconocen como una de las causas actuales de la desertificación (*Rubio, 1987*).

La problemática de los incendios es evidente, puesto que en los últimos años el número de hectáreas afectadas en nuestro país, y concretamente en nuestra comunidad, es muy elevado.

II.3.2.- DATOS ESTADÍSTICOS.

Incendios Forestales en España



Fuente: Ministerio de Medio Ambiente

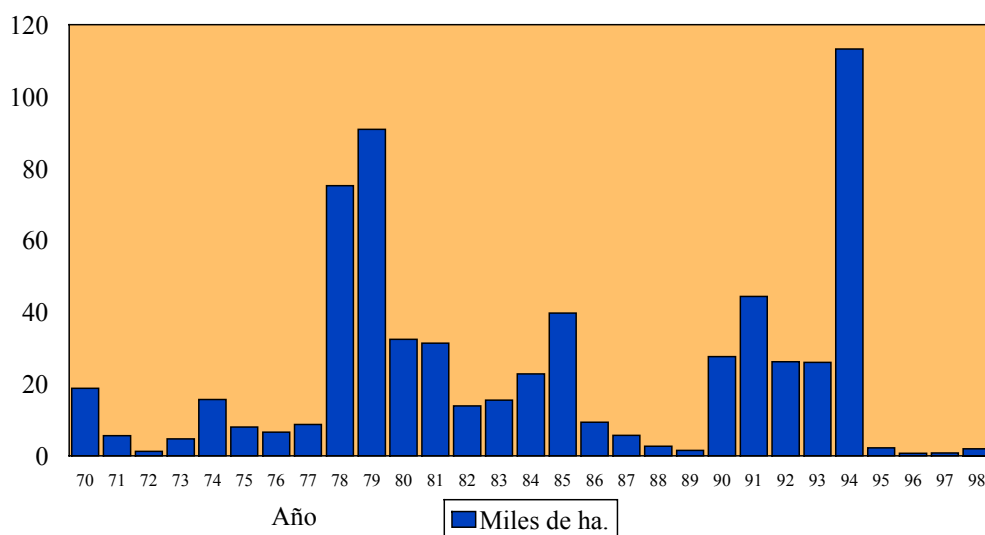
Figura 2.3.2.1.- Superficie quemada por años en España.

- Entre 1983 y 1993, se produjeron en España más de cien mil incendios forestales, y ardieron casi dos millones y medio de hectáreas (*Figura 2.3.2.1*), alrededor del

14.8% de la superficie forestal total, tanto arbolada como desarbolada. (*Anuario Estadístico de MOPTMA.1994*). Los datos referidos a la Comunidad Valenciana se indican en la *Figura 2.3.2.2*.

- Las pérdidas económicas primarias se estiman en una media de alrededor de 12000 millones anuales, sin contar las ambientales, mucho más difíciles de estimar.
- La heterogeneidad climática, litológica y topográfica del territorio español, los cambios acontecidos a lo largo de la historia geográfica, e incluso la intervención humana hacen de nuestro país el de mayor diversidad natural de Europa.

Incendios Forestales Comunidad Valenciana



Fuente: Ministerio de Medio Ambiente

Figura 2.3.2.2.- Superficie quemada por años en la Comunidad Valenciana.

En la tabla 2.3.2.1 se muestran los datos del número de hectáreas afectadas por el fuego en la Comunidad Valenciana en 1994, el año más dramático, y dos años anteriores para comprender hasta que punto se pueden incrementar las cifras, si todas las condiciones se cumplen para disparar los valores de superficie quemada.

Tabla 2.3.2.1: INCENDIOS FORESTALES EN LA COMUNIDAD VALENCIANA.

ha quemadas /año	1992	1993	1994
Alicante	4279.9	2636.7	3789.5
Castellón	8977.0	11380.9	39457.6
Valencia	12941.1	11380.9	70020.0
Total C.V.	26198.0	25977.9	113267.1

Consellería de Medio Ambiente

En la Comunidad Valenciana los datos son alarmantes. En 1992 el número de hectáreas quemadas fue de 26198; En 1993, de 25978; y en 1994 este valor se incrementó hasta 113270 ha. (*Datos facilitados por la Consellería de Medio Ambiente*).

Hay que destacar el hecho de que en 1995, 1996, 1997 y 1998 las hectáreas afectadas se han reducido notablemente. Las razones son varias, por un lado se ha mejorado bastante tanto la prevención como la extinción de incendios en la Comunidad Valenciana, y por otro lado la meteorología ha ayudado mucho en estos últimos años a la no propagación del fuego.

II.3.3.- EFECTOS GENERALES SOBRE EL ECOSISTEMA.

Los incendios forestales provocan contaminación térmica temporal a todos los componentes del ecosistema, emiten partículas nocivas a la atmósfera y compuestos que contribuyen al calentamiento global del planeta (*Rodriguez, 1996*).

En 1968, el humo de los incendios forestales y quemas prescritas, contribuyó al 8% de la contaminación atmosférica en los Estados Unidos (*Prichett, 1986*).

Es evidente que los incendios forestales inciden negativamente en el cambio climático, en tanto la vegetación es un sumidero natural de CO₂. En este aspecto el impacto por tanto es doble, ya que la vegetación deja de absorber CO₂ al mismo tiempo que la combustión contribuye a las emisiones de éste y otros gases (*Goldammer & Crutzen, 1993; Beringer et al., 1995; Borrego & Miranda, 1998*).

Los incendios forestales pueden afectar a la calidad de aguas de lagos, tanto por un incremento de sedimentos que reciben como por entradas vía deposición atmosférica (*Schindler et al., 1980; Boerner & Forman, 1982; Bayley & Schindler, 1990*).

La eliminación de la cubierta vegetal implica una alteración en el microclima del bosque, también llamado ecoclima por algunos autores. La existencia de un bosque en comparación con un lugar descubierto provoca que su microclima sea: menos luminoso, con reducción de hasta el 90 %; menos caluroso, con disminución de unos 4°C en la temperatura media anual; menos ventoso, con reducción de la velocidad del viento a la cuarta parte; más húmedo, con un aumento medio del 10%. En definitiva unas circunstancias diferentes y que, por consiguiente, permiten que la vida, tanto cualitativa como cuantitativamente, se desarrolle de forma distinta (*Parde, 1978*).

Las áreas arboladas limitan las variaciones de temperatura, principalmente en lo que a máximas y mínimas se refiere, haciéndolas menos extremas, evitando incluso las heladas en las zonas de cultivo de frutales y huertas próximas a las mismas; también aminoran la influencia del viento que posee un fuerte efecto desecador (*Liebana & Ribarrocha, 1981*).

Los distintos tipos de incendios (aéreos o de copas, los superficiales y los de subsuelo), inciden de forma distinta y claramente negativa sobre las propiedades mencionadas

(Ubeda et al., 1990; Greene et al., 1990; Imeson 1992), sin embargo la intensidad de la afección estructural puede ser cuantitativamente diferente según su tipología. Los incendios de subsuelo, también llamados fuegos de humus son los menos frecuentes en España, sin embargo sus consecuencias ecológicas son gravísimas, al quemar raíces de plantas, con lo que ocasionan su muerte (Doctor Cabrera, 1991), y afectan directamente a numerosas propiedades del suelo importantes para su fertilidad y resistencia frente a agentes erosivos.

Los datos existentes sobre temperaturas en incendios son muy variados y están en función de distintas condiciones ecológicas, como son la densidad y distribución espacial de la vegetación, el microrelieve, la velocidad y dirección del viento, el tipo de suelo, la humedad del mismo y la vegetación. Estudios realizados en túneles de combustión han llevado a la conclusión de que el principal factor que determina el comportamiento del fuego es la velocidad del viento (Guijarro & Hernando, 1997).

Durante un fuego intenso, las temperaturas dentro de la masa forestal pueden ser de 1200-1400°C y a unos metros de la masa en combustión, la temperatura del aire oscila entre 100°C y 140°C (Folch & Castelló, 1976). La temperatura en la superficie del suelo va a depender principalmente del tipo de combustible, la cantidad y la humedad de éste (Bradstock et al., 1992; Bradstock & Auld, 1995; Baeza et al., 1997).

La elevación de la temperatura del suelo, aunque éste sea un mal conductor, puede llegar a ser importante. Su valor depende, fundamentalmente, de la cantidad de material vegetal que se queme; así, en un incendio de pradera, la temperatura del suelo aumenta en 50-80°C, por término medio y en los centímetros superficiales. En experimentos con fuegos controlados se han medido temperaturas en la superficie del suelo de alrededor de 400°C (De Luis et al., 1997). Sin embargo, en incendios forestales se han registrado temperaturas de 1004°C en la superficie y 320 a 2.5 cm de profundidad (Isaac & Hopkins, 1937). Una temperatura entre 50-60 °C mantenida durante 10 minutos suponen la muerte de las células vivas y por tanto, la destrucción de las comunidades biológicas edáficas (Ros & Tejero, 1987). Las temperaturas que se lleguen a alcanzar en el suelo van a depender principalmente de la humedad de éste (Valette, et al., 1994; Baeza et al., 1997), del contenido de materia orgánica (Nishita et al., 1970; Nishita & Haug, 1972; Sertsu & Sanchez, 1978; Kitur & Frye, 1983; Giovannini & Lucchesi, 1983) y del tiempo de residencia del fuego en cada punto concreto (Aston & Gill, 1976; Dimitrakopoulous & Martin, 1990; Steward et al., 1990). Por tanto la temperatura del suelo será mayor cuanto menor sea la velocidad de propagación del incendio (Nelson & Adkins, 1986; Bradstock & Auld, 1995).

La transmisión del calor se produce fundamentalmente por convección y radiación; la convección hace que los fuegos de superficie se transformen en fuegos de copas y produzcan corrientes de aire que contribuyen, junto con los vientos reinantes, a la propagación del incendio. La radiación aumenta la temperatura en los alrededores de los puntos de combustión, provocando así una desecación que favorece el progreso del incendio.

Como consecuencia del incendio, el **suelo** sufre el impacto de diversos factores, como son el calor, la destrucción de parte de la fauna y microorganismos, la exposición directa a los

agentes ambientales al desaparecer la cubierta vegetal, la acumulación de cenizas y la modificación del microclima. El incendio, a través de estos factores, ejerce una acción traumática que modifica las propiedades del suelo en distinta medida según la frecuencia, tipo de fuego y situación edafológica y ecología particular de la zona.

Cuando un incendio es muy intenso, además de producirse la quema del **carbono orgánico**, se da una reducción del **nitrógeno** por combustión de sustancias orgánicas nitrogenadas y una mineralización de elementos fertilizantes contenidos en los residuos vegetales (Ortiz, 1990). El aumento de la pérdida de **nutrientes, suelo y agua** tras los incendios según algunos autores es alarmante (Sanroque & Rubio, 1982; Brown, 1990; Senvik, 1988; Sanroque et al., 1985; Cerdá et al., 1995).

En áreas con clima mediterráneo y especialmente en aquellas zonas con mayores déficits de tipo estacional, la acumulación de materia orgánica es lenta, tanto por la escasa productividad de las biogeocenosis como por la más rápida mineralización de los restos orgánicos depositados en el suelo. Por estas razones, cualquier proceso que tienda a disminuir el contenido de materia orgánica y humus es francamente peligroso en lo que respecta a la estabilidad de los ecosistemas edáficos (pérdida de estructura, efecto protector frente a la erosión de la primitiva hojarasca, etc.). La pérdida de la cubierta vegetal, incrementa el riesgo de aceleración de los procesos erosivos. La cubierta vegetal juega un papel muy importante en la estabilización de pendientes y en aumentar la estabilidad de agregados (Thorne, 1990; Da Silva & Mielniczuk, 1997).

En la Comunidad Valenciana, la mayoría de los incendios y los más importantes se producen en verano, mientras que las lluvias más intensas y de mayor volumen se producen en otoño. Esta coincidencia tiene una importante repercusión en nuestros ecosistemas, ya que episodios catastróficos como los de 1982 y 1987 pueden dar lugar a la pérdida de una parte relevante de la **cubierta edáfica** (Calvo, 1987).

El suelo, como ya sabemos, es un complejo sistema biológico que desde el punto de vista físico-químico está integrado por tres fases, sólida, líquida y gaseosa, en un estado de equilibrio dinámico pero frágil. La combinación adecuada de las mismas posibilita la existencia de una estructura adecuada que permite al ecosistema suelo desarrollar sus funciones. La **estructura del suelo** es, precisamente, la pauta de ordenación que en cada caso adoptan los agregados individuales que constituyen las unidades básicas de la estructura del mismo. El efecto principal de una estructura pobre sobre un suelo, se manifiesta por las consecuencias sobre la inestabilidad de la superficie, la compactación del suelo y la presencia de zonas anaeróbicas. La importancia de la estructura es considerable: una estructura adecuada, no solamente favorece la aireación y permeabilidad del suelo permitiendo la penetración de las raíces, sino que también juega un papel importante en la **resistencia del suelo a la erosión**. Esto resulta evidente, y un suelo cuyas partículas estén adecuadamente ligadas entre sí resistirá mejor los efectos mecánicos de disgregación y arrastre provocados por la erosión hídrica y eólica. Los incendios forestales pueden provocar que los horizontes superficiales del suelo sean más frágiles (Úbeda et al., 1990; Cerdá, 1993b).

Al hablar de la estabilidad de la estructura nos referimos a la resistencia de los agregados del suelo frente a acciones desintegradoras. Un aumento de la proporción de agregados estables se refleja en una mayor capacidad de retención de agua y por otra parte, la mejora de la estructura se traduce en una mayor resistencia del suelo frente a los agentes erosivos.

En relación a la fertilidad del suelo conviene recordar que ésta depende de múltiples factores. No es suficiente que el suelo disponga de gran cantidad de nutrientes en formas disponibles para las raíces de forma inmediata; es indispensable una reserva de elementos movilizables a medio y largo plazo a efectos del mantenimiento de la fertilidad y ello exige la presencia de una proporción equilibrada de materia orgánica, de valores adecuados para las propiedades físicas del suelo y del mantenimiento adecuado de sus propiedades biológicas.

El fuego modifica las propiedades del suelo, en mayor o menor grado, dependiendo de su intensidad y estas alteraciones repercuten en la fertilidad natural. La intensidad del fuego juega un papel en la liberación de nutrientes, y puede ser importante su repercusión a largo plazo en la productividad del suelo (*Johnston & Elliott, 1998*).

II.3.4.- EFECTOS SOBRE LA VEGETACIÓN.

Tanto de manera natural como antrópica, los incendios forestales influyen casi todos los tipos de vegetación terrestre del planeta. Las características de los bosques y formaciones vegetales mediterráneas son:

- a) Su heterogeneidad florística y fitosociológica, explicada por su diversidad climática, geomorfológica y edáfica.
- b) Su inestabilidad, consecuencia de la propia riqueza florística, de las condiciones climáticas (sequía estival, heladas tardías), de la dinámica torrencial y su secuela de erosión, transporte y sedimentación, y de los incendios forestales.

En los ecosistemas mediterráneos, el fuego es un factor ecológico natural desde hace milenios, especialmente frecuentes a finales del Terciario y en la desecación climática ocurrida en el último período interglaciar (*García Fayos, 87*).

Los paisajes forestales actuales son el resultado de numerosos procesos de origen antrópico. La frecuencia de los incendios ha favorecido la sustitución de especies de árboles propias de los ecosistemas maduros por especies de árboles invasoras, que se ven favorecidas por los incendios, como ocurre con los pinos. Éstos forman los conocidos pinares mediterráneos que tienen como especie más característica el pino carrasco (*Pinus halepensis*), aunque también puede haber otras especies como el pino piñonero (*Pinus pinea*) (*Morey, 1998*).

El fuego provoca una alteración grave en la sucesión y organización de las comunidades vegetales, modificando las condiciones físicas del medio, circunstancia que provocará cambios en la presencia, distribución y densidad de las especies vegetales. Durante

los primeros años tras el incendio (0-10 años), la regeneración de la vegetación obedece a estrategias específicas de cada especie, la intensidad del fuego y las condiciones del lugar (Rowe, 1983).

En el área mediterránea, se distinguen los bosques de coníferas y los bosques esclerófilos. Los bosques de coníferas están constituidos fundamentalmente, por diversas especies del género *Pinus* (*P. halepensis*, *P. pinaster*, *P. laricio*, *P. silvestris*), que forman un bosque con bastante separación entre los individuos. Presenta un sotobosque muy denso, formado sobre todo por estratos de arbustivos y subarbustivos heliófilos de especies de los géneros *Erica*, *Cistus*, *Ulex*, *Pistacia*, *Juniperus*, *Genista* etc. Este tipo de bosque es de alta combustibilidad (pirofítico).

El bosque esclerófilo está compuesto por árboles de hoja plana, pequeña, dura y opaca, que se conserva todo el año, constituido básicamente por especies del género *Quercus*: *Q. ilex*, *Q. suber*, *Q. coccifera*, *Q. lusitanica*. Este bosque es muy umbrío y va acompañado de un sotobosque arbustivo en el que destacan las especies de los géneros *Viburnum*, *Arbutus*, *Smilax*, *Lavandula*, etc.; Este tipo de bosque es de más baja combustibilidad que el bosque de coníferas.

En la parte más meridional de la Comunidad Valenciana, más árida que el resto, el bosque esclerófilo va dando paso a una vegetación arbustiva en zonas de suelos muy degradados, denominándose maquias a estas poblaciones vegetales.

Casi siempre el bosque mediterráneo está extremadamente seco, como consecuencia del clima correspondiente. Por este motivo, la amenaza del fuego es más intensa que en el bosque de la Europa central y Boreal. El peligro de incendio es especialmente grave en los pinares y alcornocales, comunidades de naturaleza pirofítica adaptadas desde tiempos geológicos antiguos a resistir el incendio y a aprovecharlo en la lucha con el bosque esclerófilo como competidor (Bolos & Terrades, 1982). El concepto de pirofitismo fue acuñado por el investigador Kühnoltz-Lordat en 1939, y hace referencia a la cualidad que poseen aquellas plantas cuya multiplicación o reproducción es estimulada por el fuego. Existen dos tipos de pirofitismo; el pirofitismo pasivo y el activo. El primero responde al caso en el que su defensa contra el fuego se traduce en poseer una gruesa corteza, como en el caso del alcornoque, o de plantas que están dotadas de potentes órganos subterráneos como bulbos o rizomas. En el segundo caso, el pirofitismo activo se traduce en presentar una respuesta vegetativa rápida e inmediata. Son plantas que rebrotan con mucha facilidad, como la coscoja; o bien son plantas que tienen al fuego como un aliado en la rápida dispersión de semillas e incluso en su germinación, como es el caso de los pinos, las jaras o estepas, el brezo, el romero etc. (Mansanet, 1987).

Las limitaciones de las reservas de agua en el suelo hace que la densidad de las masas no pueda ser siempre grande, y su crecimiento lento. Las circunstancias en las que se desarrolla determinan que su fragilidad sea muy superior a la del bosque de zonas húmedas.

Los incendios forestales retrasan la sucesión de las comunidades y las devuelve a los estados iniciales, en los cuales la vegetación empieza a colonizar un medio desnudo. Sin embargo, tras el paso del fuego por los matorrales y bosques, las especies inician la carrera por la recolonización del medio usando principalmente las dos estrategias activas ya mencionadas anteriormente: emitir un gran número de semillas, o rebrotar del porte abrasado, aunque no siempre muerto, de la manera más rápida posible. El primer caso será por ejemplo el del romero y el pino carrasco, y el segundo el de la coscoja, el enebro y la encina entre otros (*Boronat, 1989*). Otro tipo de adaptaciones son la protección de yemas y órganos vitales, la presencia de follajes y cortezas resistentes al fuego y la existencia de elementos subterráneos de pervivencia: bulbos, tuberculos, rizomas, cepas, lignotúberes, etc. que permiten el rebrote de algunas plantas: robles, brezos, eucaliptos, enebros, gayubas, etc. (*Guardia, 1988*).

La velocidad y posibilidad de recolonización del medio depende de las condiciones físicas del mismo, en cuanto a profundidad del suelo y presencia de humedad principalmente. La presencia durante los primeros años después de ocurrir un incendio, sobre la superficie quemada de ramas y leñas es beneficiosa, pues dificulta la erosión del suelo y favorece, al crear un microclima favorable, la germinación y el rebrote de nuevas plantas (*Mansanet, 1982*). El tiempo que permanecen las semillas de los árboles sobre el suelo después de producirse el incendio es crucial para la posterior estructura de las poblaciones vegetales (*Whelan, 1995*).

Los incendios son diversos en su naturaleza y recurrencia. Antaño, los regímenes de incendios variaban en sus intervalos entre incendios, estaciones en las que se producían, dimensiones y otras características de los incendios tales como la intensidad lineal de llama, el consumo de suelo orgánico y la altura de socarramiento de las copas. Estos regímenes tan diversos formaban un amplio gradiente de condiciones naturales que promovían biodiversidad en el paisaje, en el rodal e incluso en la microtopografía del suelo forestal. Ahora bien hemos simplificado mucho nuestros montes y nuestra actividad en ellos. Más aún, la extinción de incendios en el mundo occidental ha pretendido eliminar el fuego de nuestros ecosistemas. En vez de eliminarlos, el resultado ha sido una **gran distorsión de los regímenes de incendios**; se han suprimido muchos de los incendios pequeños e intermedios en tamaño e incrementando el peso de los grandes. Así hemos reducido pirodiversidad y esto ha tendido a reducir la diversidad biológica (*Martin & Sapsis, 1992*).

La vegetación del clima mediterráneo, presenta *xerofitismo*, es decir adaptación a la aridez estival característica de este clima. Para dicha adaptación la vegetación presenta gran contenido de material leñoso, resinas, aceites esenciales, etc. Lo cual implica un alto grado de inflamabilidad y combustibilidad de las especies.

Las especies que han ido desarrollando mecanismos de supervivencia frente al fuego (*pirofitismo*; *Kuhnholz-Lordat, 1958*) son las que dominan nuestros bosques, ya que se han ido seleccionando por la frecuencia de los incendios forestales en el ambiente mediterráneo.

Los mecanismos de protección y adaptación al factor fuego son muy diversos, por citar algunos ejemplos, la casi incombustibilidad de los tejidos vegetales de la corteza del alcornoque (*Quercus suber*), el rebrote de la parte aérea de la planta, como el madroño (*Arbutus unedo*), coscoja (*Quercus coccifera*), carrasca (*Quercus rotundifolia*), plantas bulbosas, etc., y la regeneración a partir de las semillas como ocurre con los pinos, estepas, plantas anuales, etc. Frecuentemente se presentan casos de especies forestales con más de un mecanismo de adaptación al fuego.

El *Pinus halepensis* es una especie que se distingue por su gran resistencia a la sequía (Ceballos & Ruiz de la Torre, 1971) y su buena adaptación a la mayoría de los suelos. Su presencia en estas regiones es el resultado de una mejor adaptación a las condiciones ecológicas mediterráneas, usualmente pérdida de fertilidad en los suelos (Ortuño & Ceballos, 1977). El pino carrasco es una especie productora de conos serotinos (Richardson, 1988; Klaus, 1989). La apertura de estos conos y la liberación de estas semillas son controladas principalmente por condiciones ambientales (altas temperaturas y baja humedad).

La presencia de piñas serotinas permite que una porción de semillas permanezca en las copas formando el llamado banco aéreo de semillas (Daskalakou & Thanos, 1996). Las piñas actúan como estructuras protectoras debido a las resinas que mantienen selladas sus escamas, y que solamente se abren y liberan sus semillas cuando las altas temperaturas del incendio forestal licúan estas resinas, asegurando así la continuidad de esta especie. Esta característica permite al pino carrasco una respuesta eficaz ante el fuego. Por esta razón algunos investigadores han llegado a considerar al pino carrasco como especie claramente pirófito (Trabaud, 1988). Algunas especies pueden ver incrementada su presencia en el banco de semillas del suelo tras el fuego como resultado de la apertura masiva de los frutos por efecto del mismo (Saracino & Leone, 1993; Martínez-Sánchez et al., 1997). Sin embargo existen casos descritos por algunos autores en los que no han encontrado este efecto, concretamente para el pino carrasco (Ferrandis et al., 1997), lo que podría determinar una pobre regeneración de esta especie en estos casos. Existen trabajos que han encontrado que el recubrimiento de un estrato herbáceo provoca una disminución de la germinación de las semillas de pino carrasco (Acherar, 1981; Papió, 1987). Hay estudios en los que se observó que la germinación de semillas de *P. halepensis* y de *P. pinaster subsp. pinaster* en general no está favorecida por aumentos de temperatura (Martínez-Sánchez et al., 1995). Por este motivo estos autores discrepaban de Trabaud en el sentido de considerar a estas especies de pinos como especies pirófitas. Martínez-Sánchez y col. proponían que estas especies son colonizadoras de zonas quemadas (Herranz et al., 1991), pero en base a sus características heliófilas. Sin embargo investigaciones más recientes de estos mismos autores concluyen que los conos cerrados protegen las semillas de una manera muy eficaz y que estas temperaturas elevadas en el exterior de la piña no dañan la capacidad germinativa de los piñones que se encuentran protegidos en su interior (Martínez-Sánchez et al., 1997).

Existen investigaciones sobre el efecto del aporte de cenizas en la germinación de distintas especies, y concretamente para 4 especies de pinos (*P. sylvestris*, *P. nigra*, *P. radiata* y *P. pinaster*), se ha encontrado que a mayor concentración de cenizas, existe una mayor inhibición de la germinación de semillas (Reyes & Casal, 1988). También existen estudios

acerca de la influencia del calor en la capacidad de germinación de semillas. Temperaturas superiores a 120 °C pueden provocar un descenso en la germinación, y temperaturas superiores a 150 °C por pocos minutos resultan normalmente letales (Stone & Juhren, 1953; Keeley et al., 1985), sin embargo esto varía de unas especies a otras (Bell & Williams, 1998). Se ha encontrado que, la germinación de semillas de *Quercus pyrenaica* no es afectada si el fuego es de baja intensidad (Valbuena & Tárrega, 1998). Estudios similares sobre especies leguminosas mediterráneas muestran que, especies que coexisten en un mismo hábitat, tienen diferentes óptimos de calentamiento para su mejor germinación (Herranz et al., 1998).

La respuesta de las especies al fuego está condicionada por las características de los incendios, la época en la que se producen y por supuesto por la frecuencia con la que estos se dan.

Como resultado de esta selección de respuesta al fuego, prácticamente el 60% y a veces más de las especies vegetales presentes en nuestros montes, poseen mecanismos de adaptación. Ahora bien, entre estas, existe una gradación que va desde especies que sobreviven al paso del fuego y son capaces de regenerarse después, hasta otro extremo en que podría hablarse de especies que son favorecidas por el fuego, al ser estimulada y aumentada su regeneración y eliminada o disminuida la competencia que ejercía sobre ella la comunidad, son las especies denominadas *pirófilas*. Estos dos extremos coinciden con que las primeras poseen una baja o mediana igniscibilidad y caracterizan a las etapas menos maduras e intermedias de la sucesión vegetal, caso de los pinos, estepas, coscojas, brezos, etc. Además muchas de ellas se caracterizan por acumular mucha necromasa, de gran igniscibilidad, en sus partes aéreas, por ejemplo las aliagas (*Ulex parviflorus*).

Las especies *pirófilas* tienen la estrategia de sacrificar los individuos adultos, los cuales tienen una parte aérea de gran inflamabilidad, propagando el incendio para eliminar a las demás. Serán los individuos jóvenes los que competirán con las demás especies de la comunidad. La forma de competir será o bien germinando antes y mejor que el resto, puesto que por ejemplo el fuego ayuda a que las piñas se abran y liberen las semillas, además se sabe que las semillas de algunas leguminosas germinan en mayor proporción si han sido expuestas al fuego, o bien van a competir siendo *heliófilas*. Tras un incendio quedan muchos espacios abiertos, los cuales favorecerán a aquellas especies con requerimiento de mucha luz en detrimento de las de poca tolerancia a excesiva iluminación. Se suele dar la coincidencia de que los *pirófilos* jóvenes son *heliófilos*.

Cada etapa de la sucesión vegetal hacia la comunidad madura supone respecto a la anterior un aumento de la biomasa leñosa total susceptible de ser quemada. Pero al mismo tiempo supone un conjunto de cambios en el ecosistema, como es un mayor control del agua mediante su acumulación en las estructuras vivas, en el suelo y en el microambiente creado por la comunidad, con lo que el grado de humedad se va haciendo mayor a medida que avanza la sucesión. Este aumento de la humedad no es una barrera absoluta al fuego, pero es cierto que la humedad es un elemento muy importante en un incendio forestal. Además, esto nos puede alertar sobre que comunidades tienen mayor o menor riesgo de incendio.

La presencia de un estrato de pinos, tan frecuente en nuestros montes, produce una variación de dicho peligro en las comunidades, ya que estos pinos están considerados como las especies arbóreas de nuestra flora con mayor índice de igniscibilidad. Tanto es así que su aparición espontánea en las etapas previas al carrascal o en degradación del mismo, está ligada a ciclos de incendios de 20 a 60 años, además de a la degradación natural o humana de los ecosistemas. Con esta frecuencia de incendios se dificulta e incluso se impide la regeneración del carrascal, favoreciéndose la presencia de especies con requerimientos de luz para su germinación y desarrollo, como es el caso de los pinos. Si los ciclos se hacen más largos, el carrascal puede llegar a cerrarse impidiendo la regeneración del pinar. Si los ciclos son más cortos, puede llegar a comprometerse incluso la regeneración de los pinos.

Una vez que el fuego tiene lugar, se produce un vacío ecológico en el área afectada, tanto a nivel faunístico como de vegetación. Posteriormente, y dependiendo de la época en la que se ha producido el incendio y de la intensidad y la duración de éste, se produce la regeneración de la vegetación. Esta depende a su vez del estado inicial de la vegetación, de las condiciones climáticas posteriores al incendio (frecuencia e intensidad de las precipitaciones, régimen de temperaturas, etc.) así como de las características resultantes de las alteraciones producidas en el suelo.

Experimentos realizados en coscojares demuestran que hasta el 75 % de las especies que entran a formar parte de la comunidad regenerada ya estaban presentes el primer año después del incendio y más del 80 % ya estaban presentes antes del mismo. Respecto a otras comunidades se observa una conducta parecida, aunque no se han efectuado cuantificaciones como las mencionadas.

Otras especies tienen más problemas de adaptación al fuego; en un estudio sobre la regeneración y distribución de la sabina negral (*Juniperus phoenicea* L.) se llegaron entre otras a las siguientes conclusiones: La regeneración natural de la sabina negral tras incendio es nula, incluso en avanzadas etapas de la sucesión (13 años). Los autores apuntan que es debido a su incapacidad para rebrotar y posiblemente al débil poder de instalación de sus plántulas nacidas de semilla, a pesar de que la disponibilidad de semilla viable es relativamente frecuente gracias a la presencia de gálbulos no quemados totalmente y a la dispersión por aves frugívoras. A consecuencia de esta nula regeneración natural sus poblaciones están sufriendo un fuerte retroceso a causa de los incendios forestales en el sureste ibérico (*Alcahud et al. 1997*).

El efecto de la depredación sobre los bancos de semillas en la regeneración postincendio, también es un factor a tener en cuenta. En el caso del pino carrasco (*Pinus halepensis*), el banco de semillas liberado como consecuencia de un incendio forestal presenta elevadas tasas de depredación y homogéneas a escala espacial. El consumo de semillas es mayor y más rápido en invierno que en cualquier otra época del año (*Broncano & Retana, 1997*).

De manera general, con la aparición aislada del fuego o en ciclos largos, la vegetación sufre un retardo en su evolución hacia el bosque final, pero no sufre una degradación a

estadios anteriores de la sucesión; produciéndose una reaparición con escasas modificaciones, de la comunidad original. Ahora bien, cuando se produce una repetición de incendios en ciclos cortos y/o la degradación del suelo por pérdidas nutritivas y erosivas es grande, la recuperación puede no volver al mismo estadio inicial, sino que conduce a etapas más degradadas al eliminarse las especies menos resistentes al fuego (García Fayos, 1987).

Nuestros principales ecosistemas forestales naturales representados por las especies arbóreas más óptimas o más próximas al clímax, que les dan nombre, se encuentran inmersas en un agudo proceso de degradación, consistente en una evolución que sigue una trayectoria cronológica en su composición florística (aparición o desaparición de especies vegetales) inversas a la que llevaría una sucesión natural. La recurrencia de los incendios forestales va ligada según diversos estudios a degradación de la vegetación (Riera & Vega, 1997). Y esta evolución florística, de nuestros ecosistemas en degradación, fue magistralmente estudiada por Luis Ceballos (citado por García Camarero, 1989). Para el caso de los Montes de Encinas (Encinar sobre suelos calizos) las sucesivas etapas degradatorias de su ecosistema natural (Antisucesión natural) sería la siguiente:

MONTES DE ENCINAS (Encinar sobre suelos calizos).

I.- ETAPA DE ÓPTIMO: encinar denso (*Quercus ilex*) y carrasca (*Quercus rotundifolia*).

II.- ETAPA DE BOSQUE ACLARADO: con abundantes arbustos y árboles intercalados en la masa, como. Algarrobo (*Ceratonia siliqua*), almez (*Celtis australis*), sabina (*Juniperus phoenicea*), pistacho (*Pistacea terebintus*). Forman, además un sotobosque variado, especies como: *Coronilla glauca*, *Spartium junceum*, *Anthyllis cystioides*, *Jasminus fruticans*).

III.- ETAPA DE MATORRAL HELIÓFILO INVASOR: con arbustos como los *lentiscars* (*Pistacia lentiscus*), romerales (*Rosmarinus officinalis*), coscojares (*Quercus coccifera*). A esta etapa corresponde la implantación de pinares (*Pinus halepensis*) y de un matorral colonizador de jarales (*Cistus albidus*, *C. libanotis*).

IV.- ETAPA DE MATORRALES EN DEGRADACIÓN AVANZADA: como *Phlomis lichnitis*, *Ph. Purpurea*, *Teucrium capitatus*, *Lavandula vera*, *Ruta bracteosa*, etc.

V.- ETAPA DE TAPÍZ HERBÁCEO MEZQUINO: como *Euphorbia*, *Plantago*, etc., y pseudoestepa de gramíneas (*Brachipodium ramosus*, *Macrochloa tenacissima*).

VI.- ETAPA DE DESIERTO.

La continua pérdida de masas forestales por incendios influye en la microclimatología de la zona, al impedir que los bosques funcionen como excelentes reguladores de las lluvias y las nieves, e incluso de las nieblas y los rocíos, así como de las temperaturas extremas de los vientos (Arnal & Mesguer, 1986).

En los centímetros superiores, que afectan sobre todo a la vegetación herbácea, un fuego no excesivamente severo puede producir una mejora en la fertilidad; sin embargo, un fuego intenso puede inhibir, temporalmente, el crecimiento vegetal. La mejora transitoria es atribuible a la presencia de mayor cantidad de nutrientes utilizables (especialmente nitrógeno mineral) en las zonas quemadas, lo cual está, a su vez, en función de las temperaturas alcanzadas y del tiempo que esté actuando el calor.

Sin embargo, es probable que la producción de plantas herbáceas sea solamente temporal, ya que el incendio produce alteraciones desfavorables en otras características del suelo como la capacidad de retención de nutrientes, las propiedades físicas, etc. que son, a medio y largo plazo, la garantía del mantenimiento en el suelo de unas condiciones de fertilidad adecuadas.

Para la zona mediterránea, tras la destrucción total de las partes aéreas puede aventurarse un lapso de unos 10-15 años en que no se sobrepasará la fase de monte bajo, concretamente de matorral (*Folch & Castelló, 1976*). Al final de este período es presumible el predominio progresivo y espontáneo de un estrato arboreo de pinos que alcanzará un desarrollo pleno al cabo de otros 15-20 años. Así pues, a los 30-35 años del incendio podremos tener un matorral arbolado de regulares dimensiones que, si la acción del hombre no lo impide, estará en vías de transformarse en una maquia densa arbolada, portadora de planifolios de una cierta cantidad. La instauración definitiva del ambiente nemoral con el predominio de los árboles y grandes arbustos esclerófilos, pero no acicufilos, propios del país (encinas, etc.) se alcanzará al cabo de otros 50-60 años, de modo que la sucesión reconstructiva habrá necesitado aproximadamente un siglo. La transformación del bosque estabilizado final en una comunidad añeja y poseedora de individuos viejos, más o menos imponentes, exigirá por lo menos medio siglo más. El mayor problema al que nos enfrentamos es el pirofitismo extremado de las primeras fases de la regeneración reconstructiva (*Samo, 1985*).

II.3.5.- EFECTOS SOBRE LA FAUNA.

El más inmediato y obvio efecto de los incendios forestales sobre la fauna es la mortalidad causada por el efecto directo del fuego. Existe un consenso general acerca de que la mortalidad directa causada por el fuego sobre las poblaciones de vertebrados es baja (*Pyne et al. 1996*). La razón principal es la movilidad de este tipo de fauna. En roedores que se resguardan bajo la superficie del suelo, en ocasiones a bastante profundidad, éste resulta un excelente aislante que ofrece protección física frente al fuego. La mortalidad de aves por efecto directo del fuego es usualmente baja, debido a la facilidad de escape que les permite el vuelo, sin embargo hay que tener en cuenta la destrucción de nidos y huevos. La consecuencia inmediata de un despoblamiento animal es la ruptura de la cadena trófica (*Doctor Cabrera, 1988*).

Los efectos indirectos del fuego sobre la fauna producen modificaciones más significativas. El proceso de adaptación de la vegetación al fuego, evolucionando, conlleva un proceso de adaptación de la fauna silvestre (*Komarek, 1974*). La vegetación es una parte muy

importante de su hábitat, que producto de las llamas es alterado, además de la mortandad y heridas que directa o indirectamente pueden provocar los incendios.

Son las aves unas de las especies más afectadas por los incendios. El fuego puede afectar indirectamente, pero en gran medida a las rapaces, por alterar su hábitat y disminuir la disponibilidad de presas, esto conduce a un cambio en la composición de especies (*Chavez-Ramirez & Prieto, 1994; García-Villanueva et al., 1998*). Sin embargo, y como otro ejemplo más de adaptación a este factor, investigaciones recientes demuestran que existen especies de aves colonizadoras de áreas quemadas, especies que tienen querencia por espacios abiertos. De hecho en estos estudios recientes se plantea la idea de que algunas especies de aves se pueden utilizar como indicadoras del grado de recuperación del medio.

Hacia 1926 se aceptaban diferentes frecuencias de quema en el parque Nacional Kruger, en Sudáfrica. Entre 1926 y 1946, se aplicaron en gran medida quemas anuales, política que originó que muchos animales emigraran en busca de pastos pequeños y nutritivos, derivándose una reducción en el número de animales en el parque. Hacia 1954 se cambió tal política, por una de quemas trienales, y posteriormente en 1975, por otra de quemas anuales o bienales en las áreas más húmedas y de 4-8 años en las más secas, lo que ha favorecido la abundancia de pastos cortos, aceptables para el pastoreo de ungulados, lo cual ha aumentado su número en el parque (*Trollope, 1984*). Este es un ejemplo que evidencia la relación fuego-fauna silvestre (*Rodríguez, 1996*).

En diversos trabajos se muestran los efectos del fuego sobre los organismos del suelo. El fuego puede reducir drásticamente (50% o más) las poblaciones de anélidos (lombrices de tierra), y de caracoles. Las poblaciones de escarabajos son afectadas al menos temporalmente, al igual que las arañas (reducción poblacional de 9 a 31%) y centípedos y milípedos, cuya afectación puede alcanzar hasta un 80% (*Ahlgren, 1974*). Algunos estudios demuestran que, la distribución de especies de escarabajos después del fuego puede cambiar drásticamente debido al dominio de unas pocas especies (*Wikars & Schimmel, 1998*).

En un estudio llevado a cabo en diferentes sierras de Cataluña por *Serra et al. (1992)*, acerca del impacto del fuego sobre los artrópodos edáficos, se demuestra que estos se ven afectados tanto en el momento del incendio, como 15 meses después. El hecho de destruir la cobertura vegetal y los horizontes orgánicos más superficiales, y la acumulación de cenizas de color oscuro hace que el grado de insolación sea mayor, aumentando el gradiente térmico entre los distintos horizontes y haya una disminución de la retención hídrica. En consecuencia, en este estudio observaron que en las zonas no quemadas la media anual de artrópodos edáficos era de alrededor de 123000 individuos/m², mientras que en la zona quemada era de 33000 individuos/m². Además del marcado descenso de la densidad, también encontraron importantes desequilibrios entre las poblaciones de los diferentes taxones, ya que los Collembola se ven muy afectados, posiblemente motivado por que estos últimos no son tan sensibles a un déficit de agua.

II.3.6.- EFECTOS SOBRE EL SUELO.

II.3.6.1.- EFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS.

Los incendios forestales, tanto de una manera directa como indirecta provocan modificaciones físico químicas en los suelos afectados. A continuación se hace una revisión a las características más relevantes y que resultan más alteradas por el paso del fuego.

a) MODIFICACIONES EN EL pH.

En cualquier incendio, la *acidez* del suelo se ve reducida debido al aporte de cationes, fundamentalmente Ca, Mg, K, Si y P así como determinados microelementos (*Khanna & Raison, 1986; Etiégni & Campbell, 1991; Khanna et al., 1994; Gonzalez et al., 1996; Mataix Solera et al., 1996b*), óxidos y carbonatos contenidos en la cama de cenizas. El humedecimiento de las mismas produce la hidrólisis de los cationes básicos contenidos en ellas y, consecuentemente, la elevación del *pH* (*Bará, 1982; Dyrness, 1983; Ellis, 1983; Rashid 1987; Kutiel et al; 1990; Tomkins et al; 1991; Fritze et al., 1994; Ulery et al., 1995*).

Generalmente la variación del pH del suelo irá relacionada a la intensidad del incendio. En incendios de baja intensidad, donde la combustión de la materia orgánica es muy baja, los cambios en el pH son insignificantes (*Owensbyy Wyrill, 1973*). Se ha observado en algunos casos que se puede producir una disminución del pH de algunas décimas (*Giovanini, 1989, 1990; Sertsu, 1978*). Este hecho se atribuye a una disminución del poder amortiguador del suelo como consecuencia de la deshidratación de los coloides (*Coles & Morrison, 1930*). En los casos en los que la intensidad del incendio es alta, y se produce una gran combustión de la materia orgánica del suelo, el pH del suelo puede llegar a aumentar mucho (4 o 5 unidades) (*Ulery et al., 1993*) debido, fundamentalmente a la pérdida de grupos OH de los minerales de la arcilla y a la formación de óxidos (*Giovannini, 1989, 1990*).

El pH influye en la actividad de los microorganismos de tal modo que en los suelos con pH ácido, la materia orgánica se descompone más lentamente y disminuye el aporte de los nutrientes en ella retenidos por su baja velocidad de mineralización. Los aumentos de pH pueden favorecer la actividad de los microorganismos y, por tanto, los procesos relacionados con ellos; sin embargo, la variación del pH también puede dar lugar a problemas de nutrición vegetal, al impedir la asimilación de algunos nutrientes.

b) MODIFICACIONES EN LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.

La incorporación y el incremento de cenizas minerales produce un aumento notable de la *salinidad del suelo* (*DeBano et al; 1977; Kutiel & Naveh, 1987; Kutiel & Shaviv, 1989; Hernández et al., 1997*), ya que solubiliza iones que previamente estaban inmovilizados (*Kwari & Batey, 1991; Carballas et al., 1993; Kutiel & Inbar, 1993; Mataix Solera et al., 1996b*). Como no suele alcanzarse niveles excesivos de salinidad, podría suponerse que ello mejora la fertilidad mineral del suelo; sin embargo existen niveles máximos de nutrientes utilizables de la disolución del suelo, por encima de los cuales la absorción de nutrientes

puede ser inhibida por problemas antagónicos surgidos de la acumulación de elementos minerales. También hay que considerar que el equilibrio iónico en la disolución del suelo puede verse alterado al incrementarse selectivamente la concentración de algunos de ellos. Por ello, el aumento de salinidad, dentro de límites no fitotóxicos, no puede considerarse por sí mismo como una indicación de aumento de fertilidad. Además, estas sales, al encontrarse en la disolución del suelo, pueden ser lavadas fácilmente por el agua de lluvia (Ruiz del Castillo, 1988) y, probablemente, en un plazo mas o menos largo, disminuirá su proporción en el suelo (Ludwig et al., 1998).

El fuego, por tanto altera los **ciclos biológicos** (Figura 2.3.6.1b) y la estabilización del estatus nutritivo solo tendrá lugar cuando se restablezca una vegetación densa, capaz de absorber los nutrientes disueltos en el suelo mineral, reduciendo así las pérdidas por lavado. La descomposición de los restos de esa vegetación incorporará nuevamente los nutrientes al ciclo global.

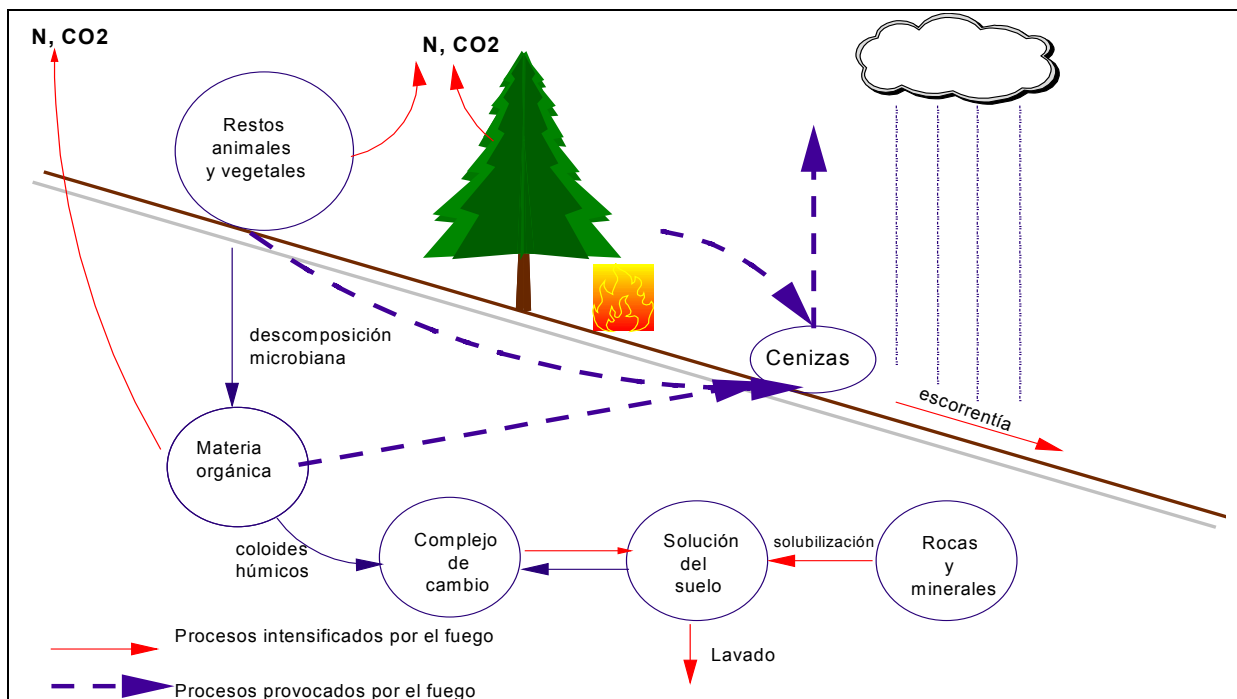


Figura 2.3.6.1b: Efecto del fuego en el ciclo de los nutrientes.

c) MODIFICACIONES EN LA MATERIA ORGÁNICA.

En función de la intensidad del fuego, la materia orgánica experimenta diferentes transformaciones cualitativas y cuantitativas con diferentes repercusiones ecológicas.

El contenido de materia orgánica suele decrecer tras un incendio de alta intensidad si el fuego ha afectado directamente a los horizontes más superficiales de éste (*Jablanzy, 1964; Bará & Vega, 1983; Kutiel & Naveh, 1987, Giovannini, 1990, Fernández, 1991; Soto, 1990; Mataix Solera et al., 1996; Mataix Solera, 1997; Idiazabal, 1997, Mataix Solera et al., 1999b*), sin embargo en incendios de baja intensidad, el contenido de materia orgánica del suelo se puede ver incrementado por el aporte de material vegetal semipirolizado (*Jorgensen, 1971; Wells, 1981, Mataix Solera et al., 1996a; Mataix Solera, 1997; González Parra, 1998; Guerrero, 1998*).

La **materia orgánica** es un componente esencial del suelo, dado que mejora de forma importante las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo. Juega un importante papel en el establecimiento y mantenimiento de la estructura del suelo al actuar como agente cementante de las partículas, aumentando la estabilidad estructural por el incremento de **agregados organo-minerales** que se debe tanto al aumento de los porcentajes de materia orgánica, indispensables para su génesis, como al de los cationes de cambio que actúan de enlace entre arcilla y materia orgánica. De este modo aumenta la estabilidad de la estructura y, por lo tanto, disminuye la acción destructiva de la erosión.

La combustión de gran parte de la materia orgánica repercute negativamente sobre las características edáficas; si bien aumenta la cantidad de nutrientes utilizables, también hay que tener en cuenta que éstos elementos serán arrastrados por el agua con mayor facilidad, ya que con la pérdida de materia orgánica disminuye también la capacidad del suelo para almacenar nutrientes. Los flujos de éstos son severamente afectados por el fuego, produciéndose un desequilibrio de los ciclos biológicos cuyo restablecimiento puede ser más o menos largo, dependiendo de las circunstancias particulares de cada situación. También es importante señalar que no solo la combustión de la materia orgánica produce cambios en ésta. La simple sequedad debida a la pérdida de la humedad del suelo provocada por el incendio, causa modificaciones químicas en la materia orgánica, haciéndola más fácilmente mineralizable (*Birch, 1964; Jenkinson, 1966*).

La disminución de la materia orgánica del suelo genera condiciones que, en conjunto, son adversas para el desarrollo de la nueva vegetación colonizadora de la zona quemada.

El empobrecimiento progresivo de los suelos en materia orgánica tiene sus consecuencias inmediatas en la degradación de su **estructura** (*Foregard & Frenot, 1987; Soto et al.; 1990; Diaz-Fierros et al.; 1989*), con el consiguiente aumento de su erosionabilidad, ya que la estructura grumosa, tan favorable de los horizontes superficiales de los suelos naturales, debía su estabilidad a las íntimas uniones establecidas entre los minerales de la arcilla y las sustancias húmicas de alto grado de polimerización, favorecido todo ello por los contrastes climáticos estacionales (*Ortiz, 1990*). Al descender el contenido de materia orgánica a bajos niveles, conduce a una pérdida de los complejos arcillo-húmicos, vitales para la resistencia del suelo a la erosión y al transporte.

Los incendios, por tanto, a nuestro modo de ver, no sólo modifican los contenidos en materia orgánica, sino que también los alteran cualitativamente. El fuego provoca una

evolución del humus, aumentando los compuestos de mayor grado de transformación y disminuyendo los menos evolucionados. El grado de estabilidad y condensación de las fracciones húmicas aumenta, lo que se traduce en una mayor resistencia a la descomposición biológica (Almendros *et al.*, 1984b). La relación C/N se ve alterada, aumentando a medida que la temperatura alcanzada es más elevada. Los suelos afectados por incendios forestales presentan una proporción de materia orgánica libre menor, unos ácidos fúlvicos de bajo grado de polimerización, aumentando los ácidos húmicos y la proporción de humina de insolubilización. Sin embargo estas modificaciones, aparentemente beneficiosas no se mantienen a largo plazo y si la frecuencia de incendios aumenta, el suelo puede convertirse en un medio inerte, ya que los restos vegetales carbonizados aportados son muy difíciles de transformar (Almendros *et al.*, 1984a).

Las tablas 2.3.6.1c1 y 2.3.6.1c2 corresponden a un trabajo experimental en el cual se estudiaron las transformaciones de un suelo forestal durante diferentes estados de degradación térmica en condiciones controladas de laboratorio (Almendros *et al.*, 1984a).

Tabla 2.3.6.1c1: **MODIFICACIONES DEL SUELO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DE OXIDACIÓN Y LA TEMPERATURA ALCANZADA.**

MUESTRA	t OXIDACIÓN	Tª (°C) ALCANZADA	pH	%C	% PÉRDIDA DE C	%N	C/N	ARENA	LIMO	ARCILLA
T	0"	-	5.85	2.80	-	0.18	15.55	86.23	8.57	5.20
1	20"	100	5.85	2.30	17.86	0.14	16.42	88.63	8.20	3.17
2	40"	160	5.90	2.18	22.14	0.13	16.76	88.76	8.24	3.00
3	80"	210	6.50	2.00	28.57	0.14	14.28	89.85	8.10	2.05
4	2'40"	300	7.95	1.30	46.43	0.07	21.42	90.73	7.28	1.99
5	5'20"	650	9.50	0.63	77.50	0.02	31.51	92.46	6.56	0.98

(Almendros *et al.*, 1984a)

Tabla 2.3.6.1c2: **FRACCIONAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA.**

MUESTRA	M.O. LIBRE	EX.HÚMICO	A.H.	A.F.	AH/AF	HUMINA
T	1.84	0.39	0.18	0.21	0.86	0.20
1	1.21	0.38	0.17	0.21	0.81	0.38
2	1.00	0.31	0.17	0.14	1.21	0.50
3	0.90	0.17	0.09	0.08	1.13	0.53
4	0.58	0.06	0.02	0.04	0.50	0.65
5	0.20	0.03	0.01	0.02	0.05	0.36

(Almendros, *et al.* 1984a)

d) MODIFICACIONES EN LA CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO (C.E.C.).

Si el fuego actúa directamente sobre el suelo, la reducción en los porcentajes de materia orgánica se traduciría, además, en un descenso de la *capacidad de cambio* en

proporción más o menos directa a dicha reducción (*Mangas et al., 1992; Carballas, 1993; Mataix, 1994*). Se puede observar, de modo general, una buena correlación entre la cantidad de materia orgánica y la disminución de la capacidad de intercambio catiónico. De esta forma, parte de los cationes liberados no podrán ser retenidos en el complejo adsorbente, siendo más fácilmente lixiviados hacia horizontes profundos en el perfil del suelo o arrastrados sobre el suelo desnudo por el agua tras las primeras lluvias. El resultado final será, probablemente, un empobrecimiento del suelo ya que, aunque existan más nutrientes en la disolución, como decimos, habrá disminuido la capacidad de mantener reservas de los mismos.

Las variaciones van a depender de la intensidad del fuego y del tipo de suelo. La alteración de la materia orgánica tiene lugar a temperaturas comprendidas entre 100-250°C, observándose una reducción del 20% de la capacidad de intercambio catiónico en suelos en los que esta propiedad está determinada fundamentalmente por el humus (*Gonzalez, 1998*). Sin embargo, los fuegos de intensidad débil parecen tener poco efecto en la C.E.C.. En algunos casos, si la intensidad del fuego ha sido baja, se ha encontrado un aumento de la capacidad de cambio, este efecto posiblemente está relacionado con la liberación de cargas procedentes de complejos órgano-minerales (*Gimeno, 1987*).

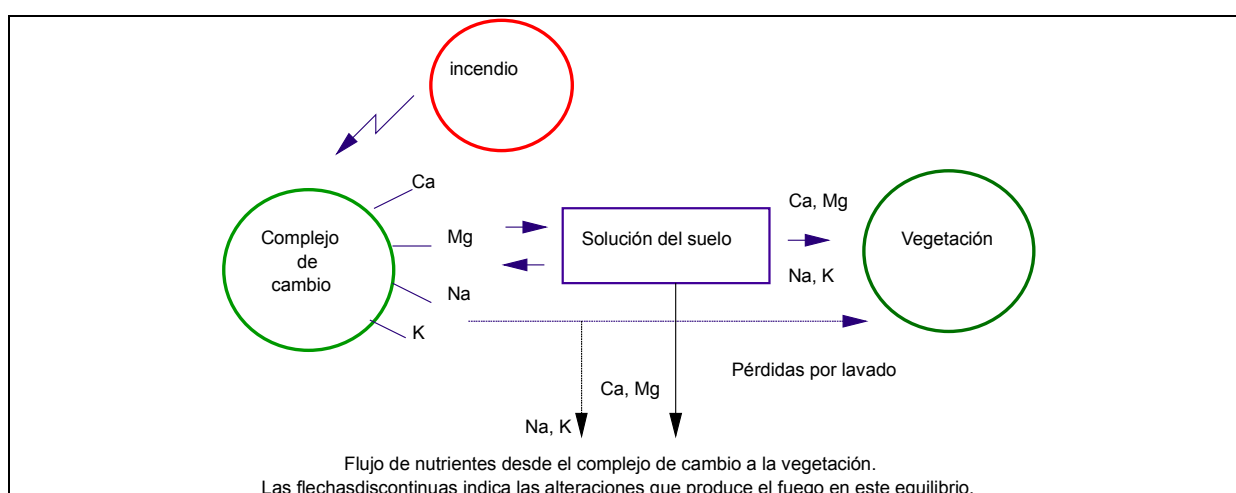


Figura 2.3.6.1d. Alteraciones en el flujo de nutrientes desde el complejo de cambio por efecto del fuego.

e) MODIFICACIÓN EN EL CONTENIDO Y FORMAS DE NITRÓGENO.

El fuego interrumpe los *ciclos de los nutrientes* y particularmente el del *nitrógeno* sufre también modificaciones importantes. Algunos de los efectos del fuego son directos, provocando la volatilización y oxidación del nitrógeno orgánico acumulado en el humus (*Raison, 1979 & 1992, Serrasolas, 1994; Mataix Solera, 1997; Guerrero, 1998; Mataix Solera et al., 1999b*). El nitrógeno orgánico tiene una baja temperatura de volatilización. Otros efectos son indirectos y se producen al alterar las propiedades físicas y químicas que, a su vez, condicionan las transformaciones del nitrógeno. El nitrógeno orgánico, más fácilmente biodegradable, disminuye y parte de esta fracción se transformará inicialmente en amoníaco

(Prieto et al., 1993). Sin embargo, en ocasiones (incendios aéreos) se puede producir un aumento de nitrógeno total por incorporación de restos vegetales en forma de cenizas semipirolizadas (Martínez Sánchez, 1994).

Como resultado de ello, podemos pensar que el fuego produce un aumento del nitrógeno utilizable del suelo. Este aumento es, previsiblemente, temporal. En efecto, a consecuencia del fuego, la materia orgánica se descompone y libera iones amonio que contribuyen a aumentar la cantidad de nitrógeno utilizable (Rundel, 1981; Trabaud, 1983; Marion et al., 1991; Binkley, 1992, Serrasolas, 1994; Hernández et al., 1997); también se libera amonio del suelo amoniacal y parte del nitrógeno liberado se volatiliza. Algún tiempo después del incendio, aumenta el contenido en **nitratos** del suelo, como resultado del incremento de la **actividad bacteriana** que se produce al aumentar el pH, la cantidad de nutrientes y la temperatura del suelo favorecida por el oscurecimiento de la superficie provocado por las cenizas. No hay que concluir, sin embargo, en una mejora definitiva de la fertilidad nitrogenada, ya que a las pérdidas de NH₃ gaseoso, hay que añadir las del propio NO₃⁻ en razón de su excesiva solubilidad, tanto a partir de la propia disolución del suelo, como por el impacto posterior de la lluvia propiciando su arrastre fuera de los sistemas edáficos (Dudley & Lajtha, 1993), lo que puede influir en las nuevas germinaciones (Blank et al., 1994). Además existen casos de incendios periódicos o de elevada intensidad que provocan un descenso de la disponibilidad de nitrógeno además de otros nutrientes (Raison, 1985, Little & Ohmann, 1988; Bell, 1989). Parámetros como la frecuencia y la intensidad de los incendios son altamente relevantes en la dinámica del nitrógeno en el suelo (Figura 2.3.6.1e). Las interacciones de estas alteraciones con las demás propiedades del ecosistema, condicionan la potencial degradación del suelo afectado (Marion et al, 1991; Moreno, 1994).

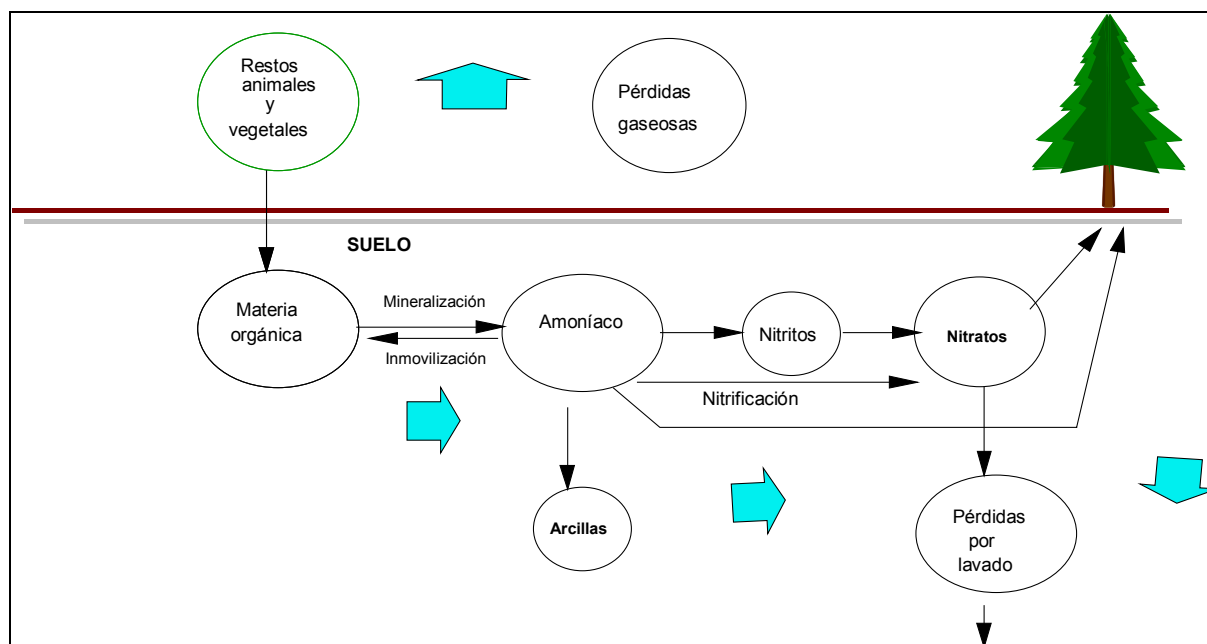


Figura 2.3.6.1e: El fuego y el ciclo del nitrógeno

f) MODIFICACIONES EN EL CONTENIDO DE FÓSFORO.

El contenido de fósforo disponible para las plantas en general aumenta tras los incendios forestales (*Raison, 1979; Khanna & Raison, 1986; Kutiel & Kutiel, 1989; Lynham et al, 1998*) debido a la transformación de fósforo en forma orgánica a fósforo inorgánico (*Kutiel & Shaviv, 1989; Saa et al., 1993; Carballas et al., 1993; Romanyá et al., 1993; Serrasolsas, 1994; García Cano, 1998*), y a la incorporación de cenizas producto de la combustión de la vegetación (*Carreira & Niell, 1995; Mataix-Solera et al., 1999b*).

Este incremento de fósforo en forma asimilable es el responsable de la efímera fertilidad que presentan los suelos tras los incendios (*Díaz Fierros et al., 1982; Kutiel & Naveh, 1987*).

En cuanto al fósforo total los efectos son escasos (*Trabaud, 1994*), aunque existen estudios en los que se han encontrado aumentos en el contenido de fósforo total (*Wells et al, 1979, Kutiel & Naveh, 1987; Ferran et al., 1991; Romanyá et al., 1993*).

g) MODIFICACIONES EN LOS MICRONUTRIENTES.

Los micronutrientes también se ven modificados, tanto en su contenido como en la forma en que se presentan, tras los incendios forestales. En general se ha observado que los suelos impactados por incendios presentan aumentos en los contenidos de microelementos, incrementos que pueden atribuirse principalmente al aporte de elementos por la incineración de la vegetación (*Stark, 1977*) y por las modificaciones que se producen en la materia orgánica del suelo. Uno de los microelementos que más se ve modificado es el manganeso. Suele producirse un incremento notable tras el incendio (*Gonzalez, 1998*), debido como ya se ha nombrado, al aporte de éste por las cenizas. El Mn es un elemento claramente diferenciador de los suelos afectados por el fuego respecto a los testigos. El Mn, en altas concentraciones, puede ser, fisiológicamente, tóxico para la vegetación, y presenta antagonismo con el Fe (*Kabata-Pendias & Pendias, 1984*), lo que puede provocar carencias en éste último. El Mn después del incendio se encuentra en forma reducible mayoritariamente dentro de las 4-5 formas en las que se presenta. Otro problema añadido es el hecho de que un aumento en la concentración de Mn disponible dificulta la asimilación de NO_3^- y de fósforo por las plantas.

h) MODIFICACIONES EN LA TEXTURA DEL SUELO Y EN LA FRACCIÓN MINERAL.

Los incendios forestales pueden ocasionar cambios texturales en los suelos, tanto de una manera directa como indirecta. Se han observado en zonas afectadas por el fuego, aumento de partículas gruesas, como arenas y gravas (*Díaz Fierros, 1982; Ulery & Graham, 1993*) y disminuciones por tanto en los contenidos de partículas finas como arcilla y limo inmediatamente después del fuego. Este efecto, según diversos autores, aún se puede observar transcurridos dos años del incendio y son probablemente debidos a reagrupamientos de las

partículas minerales (Bará & Vega, 1983). Hay ensayos sometiendo suelos a temperaturas elevadas que indican la misma tendencia, ver tabla 2.3.6.1c1 (Almendros, 1984). Sin embargo otros autores no han encontrado cambios significativos en la textura de suelos sometidos a incendios forestales (Ruiz del Castillo, 1988; Mataix Solera, 1997).

Los minerales de la fracción arcilla pueden modificarse por la acción del fuego alterándose sus estructuras. Este hecho se ha puesto de manifiesto en suelos desarrollados sobre granodioritas y en suelos desarrollados sobre esquistos y cuarcitas. Estos cambios están relacionados con la intensidad del fuego y se hacen patentes sólo cuando los minerales de la arcilla son susceptibles de variar con el calor (Gonzalez et al., 1992).

Existen estudios en diferentes suelos afectados por el fuego, sobre la influencia que la temperatura ejerce en las estructuras de minerales laminares, observándose ciertas modificaciones en algunos minerales existentes en horizontes superficiales, y que son susceptibles de alteración, como caolinita y vermiculitas (Iglesias, 1993), e incluso se han detectado en ocasiones la desaparición de otros minerales no laminares.

En suelos ácidos se ha observado la formación de calcita, suelos donde este mineral no se encontraba antes de producirse el incendio (Gonzalez, 1998).

i) MODIFICACIONES EN EL CONTENIDO DE AGREGADOS ESTABLES.

La formación de agregados estables juega un importante papel en los procesos de génesis de suelos ya que influyen en características tan importantes para el suelo como son la infiltración, la aireación y la erodibilidad.

La estructura determina la distribución en el espacio de la materia sólida y de los espacios vacíos (o poros), algunos de los cuales están ocupados por el agua mientras que otros, los de mayor diámetro, lo están por el aire; esta distribución condiciona las propiedades físicas del suelo: aireación, retención de agua, etc., e influye en sus propiedades químicas y biológicas.

La estructura es el resultado de procesos de diversa naturaleza: biológicos, químicos, físicos y mecánicos; según predomine uno u otro proceso aparecerán los diferentes tipos de estructura. En la formación de la estructura juegan un papel considerable los elementos coloidales, que forman puentes o revestimientos alrededor de las partículas minerales uniéndolas entre sí, más o menos íntimamente.

La estructura y el grado de estabilidad de los agregados es uno de los factores que más fuertemente influyen sobre la erosionabilidad e infiltrabilidad de un suelo. La estabilidad estructural se convierte tras los incendios, debido a la eliminación de la cubierta vegetal y la hojarasca, en la característica clave en la gestión del agua y la pérdida de nutrientes y materiales del suelo.

Generalmente, tras los incendios se detecta una reducción de la estabilidad de los agregados (*Giovannini et al., 1983*), relacionada con la pérdida de materia orgánica (*Chartres & Múcher, 1989; Giovannini et al., 1989*). Esta reducción de agregados estables en el suelo, también se ha achacado en algún caso a una característica intrínseca del suelo como es su composición textural (*Cerdá, 1993b*). Se pueden encontrar tendencias contrarias cuando hay fuegos de baja intensidad o de copas (*Ibañez et al., 1983; Díaz-Fierros et al., 1987; Mataix Solera et al., 1996a; Mataix Solera, 1997; Guerrero, 1998*) en los que la agregación aumenta (por aumento del contenido de materia orgánica) o bien sufre ligeras modificaciones (*Mataix Solera et al., 1999a*). Los fuegos superficiales poco intensos pueden aumentar ligeramente la cantidad de materia orgánica del suelo, como resultado del aporte de materia vegetal que no ha sufrido una combustión completa (*Almendros et al., 1990; Fernández et al., 1988; Ibañez et al., 1983*) y conducir a un aumento en la agregación de partículas. Sin embargo, en los incendios de alta intensidad se produce, de forma irremediable, una disminución extremadamente significativa de materia orgánica de los suelos. En estos casos se puede llegar a alterar directamente la estructura de los horizontes superficiales del suelo (*Vázquez et al., 1993*), condición que puede ocurrir cuando grandes concentraciones de combustible seco son quemadas sobre un suelo y piso forestal también secos (*Mc Nabb & Swanson, 1990*).

Ciertamente, si el fuego hubiera actuado sobre los horizontes superficiales orgánicos, se reducirían drásticamente por combustión los porcentajes de materia orgánica, y los efectos fundamentales serían, disminución en el contenido en materia orgánica, en el índice de agregación y en la capacidad de retención de humedad, todo ello en proporción directa a la intensidad del fuego. La materia orgánica humificada tiende a concentrarse en los microagregados, en cambio los carbohidratos se concentran, sobre todo, en los macroagregados.

De modo general, se observa que los fuegos producen de forma sistemática una disminución muy significativa de la estabilidad de la estructura de los suelos afectados. Las causas de esta disminución hay que buscarlas, en primer lugar, en la destrucción de parte de la materia orgánica, que desempeña un papel fundamental en la formación y mantenimiento de una buena estructura, y, en segundo lugar, en la eliminación temporal de la vegetación, de la mesofauna y de parte de los microorganismos del suelo, factores que contribuyen definitivamente a la agregación (*Díaz et al., 1994*).

Las alteraciones que ocasiona el fuego en la estructura del suelo se intensifican en los terrenos de pendiente acusada si la vegetación post-incendio no es lo suficientemente densa como para controlar la erosión y cuando los incendios se repiten en el mismo paraje.

II.3.6.2.- EFECTOS SOBRE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO.

El fuego produce normalmente un efecto letal inmediato tras su paso sobre las poblaciones de microorganismos que son afectadas directamente por éste (*Díaz-Raviña et al., 1992, 1996*), y un efecto más significativo en su hábitat. Inicialmente la biomasa microbiana puede verse reducida drásticamente en el horizonte más superficial del suelo (*Prieto-Fernández et al., 1998*).

La actividad microbiana se ve favorecida o inhibida según la temperatura del suelo (*Porta et al., 1994*). En este sentido, éste será el efecto más directo e inmediato que tendrá el fuego sobre los microorganismos del suelo.

La sequía estival y las temperaturas por debajo de 0 °C impiden la actividad de los microorganismos edáficos. En condiciones de suficiente humedad y con un aumento de la temperatura de unos 10 °C la actividad metabólica se incrementa de 2 a 3 veces. La máxima actividad tiene lugar desde la primavera hasta comienzos del verano, y ocasionalmente en el otoño a causa de la hojarasca recién caída.

Los hongos junto con los actinomicetos y las bacterias, juegan un papel muy importante en la descomposición de los residuos orgánicos y por tanto en los ciclos de nutrientes (*Sparling, 1985; Smith & Paul, 1990*). Son imprescindibles para establecer la disponibilidad de estos para las plantas (*Heinrich & Hergt, 1997*). Los microorganismos son más eficientes en la absorción de nutrientes y retienen una aparte de ellos para la síntesis de su propia materia corporal, de modo que ésta sea puesta a disposición de las plantas poco a poco.

También influyen en la formación de agregados en el suelo, ya que además de la unión mecánica generada por las hifas de los hongos (*Burns & Davies, 1986; Dinel et al., 1992*), la mayoría de los microorganismos existentes en el suelo generan sustancias a partir de restos orgánicos que actúan como cementantes.

El papel de la vegetación en la conservación del suelo es también muy importante, ya que contribuye al mantenimiento y mejora de su capacidad biológica. La vegetación tiene una relación muy estrecha en la génesis edáfica, en particular con los procesos de humificación y la formación de las asociaciones órgano-minerales, que en edafología tienen un papel fundamental, ya que condicionan el conjunto de propiedades del suelo y de los procesos de edafogénesis (*Duchaufour, 1987*). En este contexto, la vegetación se presenta como el agente que suministra la “materia prima”, materia orgánica fresca, y creador de unas condiciones microambientales que permiten el desarrollo de la biomasa microbiana (microflora, bacterias y hongos y microfauna) que interviene en la humificación directamente, por transformación de la biomasa muerta o, indirectamente, por la acción enzimática que ejerce durante las diferentes etapas de la humificación. En este sentido, la pérdida de cubierta vegetal como consecuencia directa del fuego, puede alterar las poblaciones de microorganismos edáficos al cambiar su hábitat.

El número de hongos por gramo de suelo suele estar del orden de 10^6 . Tienen una gran influencia en la demolición de los residuos orgánicos, puesto que son capaces de descomponer con facilidad los productos originales (celulosas, lignina, resinas, etc.). Sin embargo, realizan mal la síntesis de estos productos descompuestos, por lo que tienden a fabricar un humus de mala calidad; su papel en la mineralización progresiva de este humus es casi nula. En cuanto a las condiciones ambientales adecuadas para su desarrollo, hay que destacar que son aerobios y soportan bastante bien las temperaturas bajas y pH ácido

(Gandullo, 1994). En este sentido, los incendios forestales pueden provocar indirectamente un descenso en el número de hongos como consecuencia del incremento del pH que se produce.

Los modelos de sucesión de la vegetación mediterránea dependen, en gran parte, de la disponibilidad de regeneración de los propágulos de hongos micorrícicos en el suelo tras el paso del fuego (Perry et al., 1982; Bellgard et al., 1994). En estudios con fuegos experimentales sobre determinados hongos micorrícicos (esclerocios de *cenococcum sp.*), se han encontrado sólo descenso en el número de estos, en parcelas donde se alcanzaron elevadas temperaturas, no encontrándose diferencias significativas en la mayoría de fuegos estudiados, lo que indica la gran resistencia de estos propágulos a las temperaturas alcanzadas en los suelos durante los incendios forestales (De las Heras et al., 1997).

Los actinomicetos, aunque desde el punto de vista sistemático forman parte de los llamados hongos imperfectos, en microbiología del suelo se estudian por separado de los hongos ya que su ecología y su papel es muy distinto al de aquellos. El número en el que se suelen presentar está entre 15 y 20 millones por gramo de suelo. Al igual que los hongos descomponen con facilidad los productos originales, y también ejercen un papel positivo en la síntesis de estos productos descompuestos; no realizan la mineralización progresiva del humus. Generalmente son aeróbios, aguantan relativamente bien la sequía, prefieren climas templados o cálidos y suelos con valores de pH comprendidos entre 6 y 8.

En cuanto a las bacterias, estas se encuentran en un número muy superior. Según algunos autores hasta 3000 millones por gramo de suelo; según otros hasta 60 ó 80 millones. Las bacterias aerobias intervienen activamente tanto en las dos fases de la humificación (descomposición y síntesis) como en la mineralización progresiva. Muchos grupos son autótrofos es decir, obtienen su energía por oxidación de los constituyentes minerales. A todos los fines prácticos tienen el monopolio de tres transformaciones básicas: 1-la amonificación y nitrificación, 2-la fijación del nitrógeno atmosférico y 3-la oxidación del azufre.

En el suelo existen bacterias aerobias, anaerobias facultativas y anaerobias: cuando viene un período de encharcamiento las bacterias aerobias esporulan, las anaerobias ejercen toda su actividad y recíprocamente. Prefieren suelos húmedos, con un pH comprendido entre 6 y 8 y son claramente mesotérmicas con su óptimo de temperatura comprendido entre 21 y 38 °C.

Por lo general, inmediatamente después del fuego, la población bacteriana existente en la cubierta vegetal próxima al suelo se reduce, pero este efecto depende de la intensidad y duración del fuego. Sin embargo, al poco tiempo por cambios abióticos que han tenido lugar se suelen producir incrementos explosivos de bacterias, en momentos en los que la humedad es alta, motivado por un aporte de nutrientes por parte de las cenizas, aumento del pH (este efecto será más exagerado si el suelo en el que se ha producido el incendio era ácido), y por un aumento de la temperatura del suelo, como consecuencia de una mayor radiación al carecer de vegetación (Serra et al., 1992) y de absorber más calor debido en los casos de cenizas de color oscuro.

Cuando se produce un aumento de microorganismos, suelen proliferar más unos que otros, los amonificantes se ven favorecidos, mientras que se reducen los celulósicos y nitrificantes. Las enzimas del suelo, se inactivan por el calor, dada su naturaleza proteínica, persistiendo el bajo nivel de actividad al cabo de dos años (*Carballas et al., 1993*). Las actividades proteolíticas y desnitrificantes aumentan en las áreas afectadas por incendio respecto a los suelos testigo (*Velasco et al., 1986*).

Tanto el humus como las sustancias que de él se liberan influyen en numerosas propiedades del suelo como son, la estructura (agregación de partículas), capacidad tampón, fertilidad, retención de agua, porosidad, etc. La presencia y actividad microbiana es esencial para la formación de una buena estructura del suelo (*Picci, 1978; Balloni et al., 1987*). En el proceso de agregación de partículas de suelo, el papel que juegan las hifas de los hongos es muy importante (*Aspiras et al., 1971; Burns & Davies, 1986; Dinel et al., 1992*).

Los incendios forestales, tanto de manera directa (calor aportado) como indirecta al provocar cambios en las condiciones ambientales, modifican las poblaciones de microorganismos edáficos y su actividad en el suelo (*Campbell et al., 1994*). Generalmente se suelen encontrar disminuciones de la biomasa microbiana tras el paso del fuego (*Pietikäinen & Fritze, 1995; Hernández et al., 1997*). La mayoría de los microorganismos del suelo son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y nutrientes, y estos parámetros son alterados por los incendios. Directamente, los incendios pueden provocar un descenso de la densidad de población microbiana (*Widden, 1975; Tiwari & Rai, 1977; Decka & Mishra, 1983; Vázquez, 1993; Baath et al., 1995*). El calor del fuego puede reducir las poblaciones de hongos micorrícicos (*Klopatek et al. 1988; Wicklow-Howard, 1989*). Si se produce incendio de subsuelo con elevadas temperaturas, se puede llegar a producir la esterilización de los primeros centímetros de suelo (*Neal et al., 1965; Chandler et al., 1983; Díaz-Raviña et al., 1992*). Este efecto también se puede encontrar en sitios donde la intensidad del incendio ha sido alta, y el calor permanece bastante tiempo en contacto directo con el suelo (*Whelan, 1995*).

La normalización de las poblaciones microbianas y ciclos de nutrientes es crítica para la restauración de áreas quemadas en regiones climáticas en las cuales se producen incendios forestales de alta intensidad durante el verano y el otoño (*Prieto-Fernández et al., 1998*).

II.3.6.3.- EFECTOS SOBRE EL CICLO HIDROLÓGICO.

El agua que penetra en el suelo llena los huecos de los horizontes superficiales, cumplido lo cual, su velocidad de penetración dependerá de la velocidad con que puede moverse a través de su perfil. La infiltración disminuye rápidamente en relación directa con la profundidad del suelo, y es muy superior en suelos forestales que en los agrícolas. La permeabilidad está definida por los grandes poros a través de los cuales el agua puede moverse por acción de la gravedad. Las razones que favorecen la permeabilidad de los suelos que soportan bosques son, por una parte, la continua incorporación de la materia orgánica al suelo forestal, como consecuencia de la caída de hojas, ramillas, etc., lo que contribuye a que

su estructura sea más granular; esta incorporación varía con el tipo de bosque y a lo largo de las estaciones del año (TRAGSA, 1998).

Una cubierta arbórea con tapiz natural no perturbado mantiene la máxima infiltración en una situación dada. La infiltración es mayor en masas arbóreas adultas que en las jóvenes, en los bosques sin pastoreo que en los pastados, en los montes claros que en los rasos.

En cuanto a la escorrentía, la vegetación desempeña un papel fundamental, disminuyéndola, e incrementando la dotación de agua en el suelo.

Además de la alteración de la infiltración y la escorrentía superficial provocada por la eliminación de la cubierta vegetal tras los incendios forestales, el efecto que éstos provocan en determinadas propiedades físico-químicas del suelo contribuye a esta alteración en el ciclo hidrológico de la zona afectada. La formación de sustancias hidrofóbicas y sus consecuencias sobre la disminución de la permeabilidad del suelo y aumento de la escorrentía superficial, consecuencia de la pérdida directa de la cubierta vegetal y de otros efectos indirectos son las más destacables.

a) FORMACIÓN DE SUSTANCIAS HIDROFÓBICAS.

El acúmulo de *cenizas minerales* y la combustión de la materia orgánica, produce una serie de *sustancias hidrófobas*, sustancias que básicamente son hidrocarburos alifáticos y que se obtienen en mayor proporción por encima de 300°C. Este efecto contribuye a obturar adicionalmente los poros y potencian, por ello, la reducción de la infiltración y el aumento de la escorrentía superficial (Sanroque et al., 1985; Rubio, 1982; Savage et al., 1972; DeBano, 1981; Ubeda et al., 1990; Greene et al., 1990; Imeson 1992). Estas sustancias generalmente son lavadas en profundidad, y favorecen la formación de un horizonte hidrofóbico (DeBano et al., 1970; Savage, 1974; Giovannini et al., 1983; Scott & van Wyk, 1992; Midoun et al., 1998). Este efecto parece ser más acusado cuando los suelos tienen textura arenosa (Savage et al., 1969; DeBano et al., 1970, 1976). Este proceso contribuye al aumento de la repelencia de los suelos y con ello la reducción de la *capacidad de infiltración* (DeBano et al. 1967; DeBano, 1971; DeBano & Rice, 1973; Sánchez et al., 1994). En un trabajo realizado por Ruíz del Castillo en 1988, se comprobó tras 9 días de un incendio y justo después de un evento pluviométrico intenso que, comparando muestras de suelo no quemadas con quemadas, estas últimas estaban secas bajo los 3-5 primeros centímetros, mientras que en la zona no quemada el agua había penetrado profundamente hasta el sustrato rocoso de 35 cm.

Como consecuencia de estos hechos, disminuye la humedad del suelo disponible para las plantas (Boyer & Miller, 1994), y si la escorrentía es elevada, tiene lugar una pérdida de materiales (Gonzalez, 1998).

En los casos en los que no se produce la formación de sustancias hidrofóbicas, se ha encontrado que la disminución de la disponibilidad de agua en el suelo se reduce al horizonte más superficial (Molina & Llinares, 1998), debido a las pérdidas por evaporación al absorber

una mayor radiación como consecuencia de las cenizas de color oscuro, y de estar desprovisto de su cubierta vegetal (Muñoz, 1990).

b) ALTERACIÓN DE LA INFILTRACIÓN Y LA ESCORRENTÍA SUPERFICIAL.

Los bosques, sobre todo de especies frondosas, aumentan la humedad ambiental disminuyendo a la vez sensiblemente la evaporación, facilitan la infiltración del agua en el suelo aumentando el caudal de los acuíferos y evitando su vaciado y salinización, evitan o aminoran las avenidas y riadas de agua y barro a consecuencia de las típicas y frecuentes precipitaciones torrenciales de final del verano y principios del otoño, disminuyendo notablemente sus efectos devastadores.

La vegetación determina la generación de la escorrentía al controlar la distribución de las tasas de infiltración (Cerdá, 1995b).

Si tras los efectos del fuego la cobertura vegetal no se recupera favorablemente antes de que se produzcan las primeras lluvias de carácter torrencial, (suele ser el caso de los fuegos típicos de nuestra comunidad), el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo desnudo contribuirá a destruir los agregados (Ellison, 1945; Marshall & Holmes, 1988; Moore & Singer, 1990). Las fracciones más finas obturarán los poros reduciendo la velocidad de infiltración (Ela et al.; 1992), aumentando la *escorrentía* superficial (Swanson, 1981) y favoreciendo su arrastre, así como el de los nutrientes y por todo ello, la erosión superficial (Greene et al., 1990; Ubeda et al., 1990; Andreu et al., 1994).

La estabilidad de los agregados en la superficie del suelo es muy importante, ya que los de capas inferiores están protegidos de la humectación rápida por los situados en capas superiores. Los agregados inestables en superficie dan lugar a la formación de costras que inhiben el movimiento del agua y del aire en el suelo. Cuando un suelo pierde capacidad de infiltración de agua, paralelamente aumenta la proporción de agua de arrastre superficial o escorrentía (Llovet, 1994), con lo que pueden incrementarse notablemente los efectos de la erosión. En laderas de pendiente escarpada, la lluvia puede desencadenar un proceso erosivo que conduzca a la desaparición del suelo y deje al descubierto la roca subyacente.

Existen trabajos que indican que la orientación de las laderas también influye en las tasas erosivas en zonas afectadas por incendios forestales, siendo las situaciones de solana a medio plazo, las que experimentas una mayor erosión (Llovet & Ponce, 1996). La explicación a este hecho apunta en la dirección de la menor capacidad de recuperación de las solanas.

La reducción de la velocidad de difusión del oxígeno puede ser crítica para la germinación de semillas y puede dar lugar a la formación de zonas anaeróbicas que alteren el estado químico y microbiológico del suelo. Las costras superficiales secas pueden constituir una barrera mecánica de considerable importancia frente a la emergencia vegetal.

Tabla 2.3.6.3.1. ALTERACIONES EN LAS TASAS DE ESCORRENTÍA E INFILTRACIÓN POR EFECTO DEL FUEGO.
(Datos de un estudio de Guerra, 1994)

	PRECIPITACIÓN mm	ESCORRENTÍA mm	COEFICIENTE DE ESCORRENTÍA %	PÉRDIDAS MINERALES g/m ²	VELOCIDAD DE EROSIÓN g/m ² /año
Bosque maduro	1154.1	29.0	2.5	1.5	2.1
Regeneración (tras 4 años)	1172.6	47.0	4.0	8.8	12.0
Fuego reciente	1172.6	195.4	16.7	365.8	449.1

(Guerra, 1994).

En relación con las propiedades físicas del suelo y conociendo su interrelación, la variación de una de ellas lleva consigo modificaciones en todas las demás. La pérdida de la estabilidad de agregados nos da una medida de la degradación de un suelo, ya que las otras propiedades (retención de agua, capacidad de aireación, resistencia a la erosión, etc.) sufren también pérdida. Por el contrario, una ganancia en la estabilidad de agregados es, a su vez, una medida del avance en cuanto a la regeneración de un suelo.

Los cambios en las tasas de escorrentía e infiltración (Tabla 2.3.6.3.1) son principalmente determinados por la gradual restauración de la vegetación tras los incendios (Cerdá, 1998a; Marcos et al., 1996). La incidencia de la erosión hídrica dependerá también de las características intrínsecas del incendio, la lluvia y de las propiedades del perfil edáfico (Andreu et al., 1996).

II.4.- LA EROSIÓN DE LOS SUELOS.

La erosión es la forma de degradación del suelo que predomina en los climas áridos, con lluvias escasas, pero violentas y torrenciales y prolongados períodos secos, como ocurre en las regiones de clima mediterráneo.

Las rocas arcillosas y margosas evolucionan por abarrancamiento. Los relieves de cárcavas abundan por todo el ámbito mediterráneo donde falta el bosque, los barrancos progresan rápidamente y retroceden su cabecera a cada temporal importante (Gandullo, 1994).

La erosionabilidad es una característica del suelo que nos refleja la susceptibilidad al arranque y transporte por los agentes de erosión. Está influida por propiedades del suelo tales como tamaño de partículas, estabilidad de agregados, materia orgánica, y por el tipo de arcillas o por características edáficas que afectan a la estructura del suelo, la dispersión y la transmisión de agua (Lal, 1994). El suelo, al formarse, queda expuesto a los agentes atmosféricos dotados de un alto poder erosivo, principalmente la lluvia y el viento. La

intensidad de la erosión natural va a depender de las características climáticas, de la naturaleza del suelo y del material litológico, de la topografía y de la vegetación.

Cuando sólo actúan fuerzas de la naturaleza, a estos fenómenos se les conoce como: erosión geológica, erosión normal o erosión natural. En ella la velocidad de arrastre del suelo es lo suficientemente lenta para que su velocidad de formación por descomposición de las rocas compense las pérdidas sufridas.

Pero si hay una ruptura del equilibrio a favor de las acciones erosivas, el fenómeno se incrementa enormemente. Esta acción acelerada, se debe, en la mayor parte de los casos a la acción humana. A este tipo de erosión se le denomina erosión acelerada o erosión antrópica (Ortiz, 1990). La erosión que durante mucho tiempo ha venido sufriendo el terreno por agresiones repetidas, deforestación, incendios, etc., hace que las condiciones edáficas no se correspondan en absoluto con las que habría de esperar en una situación normal.

La erosión de los suelos es uno de los problemas medioambientales más graves en nuestro país (Figura 2.4.1). La erosión se ve favorecida por actividades extractivas, la pérdida de la cubierta vegetal como consecuencia inmediata de los incendios forestales (Inbar et al., 1998) y las lluvias torrenciales sobre estos suelos desprovistos de protección física, las tallas abusivas, el sobrepastoreo, las quemadas de rastrojos, la construcción de obras lineales no protegidas, la roturación y el cultivo en zonas marginales con excesiva pendiente o poco suelo y el laboreo a favor de pendiente.

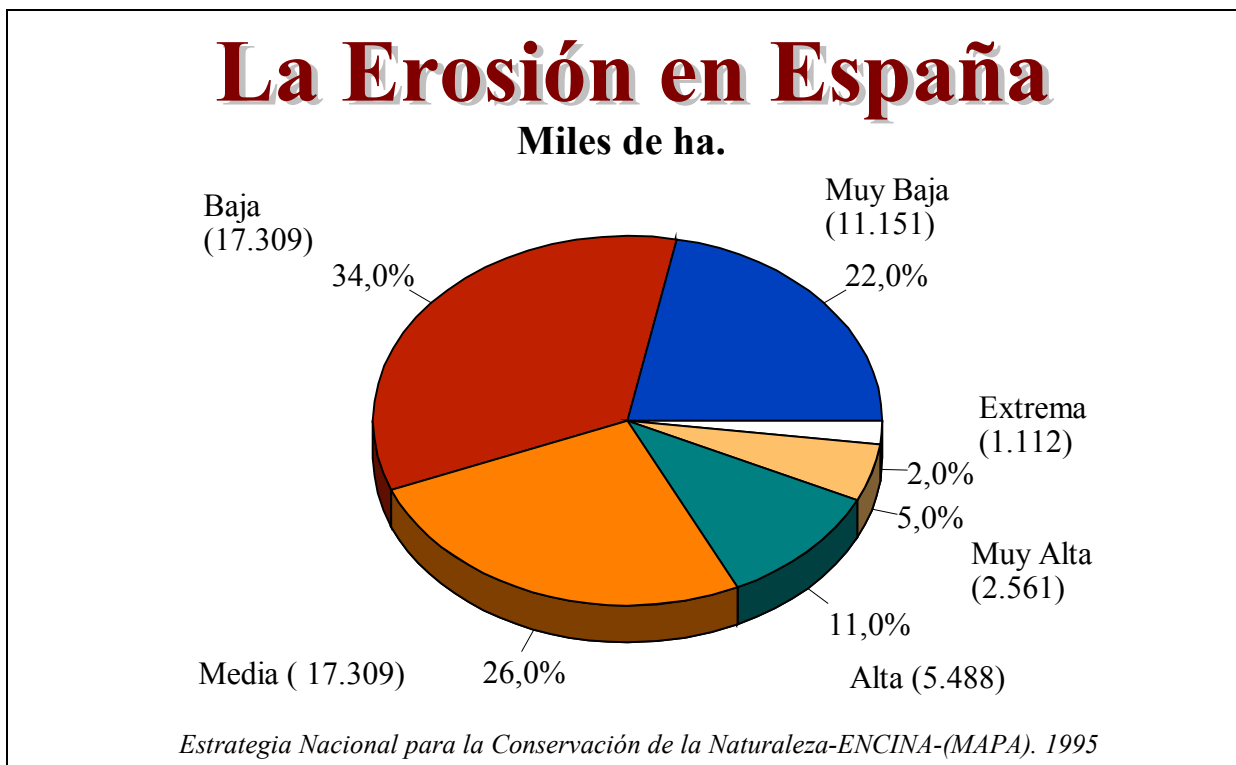


Figura 2.4.1. Superficie afectada por diversos niveles de erosión.

La morfología de las laderas es también un factor muy importante junto con la cubierta vegetal (*Cerdá, 1998b*) y la litología (*Cerdá, 1997*), para determinar la velocidad de erosión y la hidrología de la zona. Una cubierta vegetal consigue reducir considerablemente las pérdidas de suelo (*Andreu et al, 1998a*).

Las consecuencias de la erosión del suelo se manifiestan tanto en el lugar donde se produce como fuera de él (erosión difusa). La redistribución y pérdida de suelo, la degradación de su estructura y el arrastre de materia orgánica y nutrientes, llevan a la pérdida de espesor del perfil y al descenso de la fertilidad (*Morgan, 1997*). La erosión también reduce la humedad disponible en el suelo acentuando las condiciones de aridez.

La pérdida de suelo se expresa, habitualmente, en unidades de peso o volumen por unidad de superficie y tiempo (t/ha.año). Teóricamente se juzga la severidad de la pérdida de suelo relacionándola con la velocidad de formación de suelo. Si propiedades del suelo, como el nivel de nutrientes, la textura y la profundidad, se mantienen inalteradas a través del tiempo, se considera que la tasa de erosión está equilibrada con la velocidad de formación de suelo.

El proceso de erosión del suelo tiene dos fases consistentes en el desprendimiento de partículas individuales de la masa del suelo y su transporte por los agentes erosivos, como el agua y el viento. Cuando la energía de estos agentes no es suficiente para el transporte de las partículas, se produce una tercera fase, su deposición.

El agente más importante para el desprendimiento de partículas es la salpicadura. Como resultado del golpeteo de las gotas de lluvia sobre la superficie de un suelo desnudo, las partículas pueden ser lanzadas por los aires a varios centímetros de distancia. La exposición continua a lluvias intensas debilita considerablemente el suelo.

El suelo también se disgrega por procesos de meteorización. Las corrientes de agua y el viento son otros contribuyentes al desprendimiento de partículas del suelo. Los agentes de transporte lo forman la salpicadura y la escorrentía superficial.

La elevada variabilidad de las cuencas de drenaje en ambientes semiáridos hace que en pocos metros encontremos respuestas hidrológico-erosivas muy diferentes, especialmente cuando la litología es muy fácilmente erosionable. Así, existen suelos con tasas de infiltración estable 20 veces mayores y tasas de erosión de hasta 16500 veces menores separados entre sí unos metros (*Cerdá, 1995c*).

La cubierta vegetal se presenta como un agente extraordinariamente eficaz en la disipación de la energía cinética de las gotas de lluvia, destacando en este papel, tanto la cubierta próxima al suelo, o en contacto con él, como los restos de vegetación, ya que el dosel arbóreo, a partir de siete u ocho metros de altura, permite a las gotas recuperar parte de su velocidad terminal de caída y, con ella, energía cinética. La disipación de la energía cinética de las gotas reduce considerablemente la fragmentación de los agregados de suelo.

La pérdida de cubierta vegetal y de los horizontes orgánicos del suelo, como consecuencia de los incendios forestales, pueden acelerar estos procesos erosivos (*Sala & Rubio, 1994; Dieckmann et al., 1992*), ya que se produce un aumento de la precipitación neta que llega directamente al suelo (*Soto, 1993*).

II.4.1.- SUPERFICIES AFECTADAS POR LA EROSIÓN Y SU MAGNITUD.

Algunos datos son interesantes para tener una idea de la magnitud de este problema en nuestro país y más concretamente en la España mediterránea.

- El 18% del territorio español se encuentra afectado por procesos erosivos muy graves (erosión alta, muy alta o extrema) (*Estrategia Nacional para la Conservación Integrada de la Naturaleza -ENCINA-(MAPA, 1995)*).
- Se estima que anualmente se pierden 67 millones de toneladas de suelo.
- Mas de 15 millones de hectáreas de cultivo de secano precisan de alguna técnica de conservación de suelos, siendo especialmente urgente en 6.1 millones de hectáreas.
- Existen problemas graves de erosión por encima de la media nacional, en Aragón, Extremadura, Madrid, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Andalucía y Canarias.
- La cuenca del Guadalquivir es la que presenta una pérdida media de suelo más elevada: casi 45 toneladas por hectárea y año.

La retirada de tierras de labor de la producción ha de realizarse con criterios de mantenimiento de su capacidad productiva, a largo plazo, y con las medidas de gestión adecuadas para evitar la aparición de procesos erosivos.

II.4.2.- LA EROSIVIDAD DE LAS LLUVIAS MEDITERRÁNEAS.

La erosión se ve favorecida, como hemos indicado, por una orografía con grandes pendientes, un régimen de lluvias irregulares y torrenciales, en suelos con escaso drenaje, y por una reiteración dilatada de sequías y cortos aguaceros de alta energía, seguidos de fuerte evaporación. En conjunto, todo esto confiere al territorio una aridez más o menos acusada.

El principal agente de erosión y transporte lo constituye el agua por el impacto de las gotas de lluvia y por las escorrentías que se generan (*López Bermúdez, 1989*). La frecuente alta intensidad de las lluvias mediterráneas y la tendencia a la concentración y encajamiento de las escorrentías de superficie llevan a cabo el más importante trabajo de desmantelamiento de los suelos y su acarreo ladera o aguas abajo (*Cerdá, 1993a,1995a*).

Hay que destacar que el impacto de las gotas de lluvia, gobernado por su energía cinética, y los flujos de superficie que se producen cuando la intensidad de la precipitación es mayor que la velocidad de infiltración de los suelos, constituyen los principales agentes erosivos (López Bermúdez, 1990).

En la práctica, para evaluar la erosividad o índice de erosión de un aguacero se requiere disponer de un registro continuo de lluvias, durante un periodo de tiempo amplio y en lugares representativos. ICONA en 1988 elaboró unos mapas de España, unos con isolíneas de factor R (índice de erosividad pluvial en $J.m^{-2}.cm.hora^{-1}$) de la U.S.L.E., otro con el factor de Fournier (1960), conocido como índice de agresividad del clima. La tabla 2.4.2.1 presenta una selección de los valores medios anuales, de los índices de erosión pluvial, para diversos observatorios de la región mediterránea.

Tabla 2.4.2.1: INDICES DE EROSIVIDAD DE LAS LLUVIAS EN LA ESPAÑA MEDITERRÁNEA.

OBSERVATORIO	FACTOR DE FOURNIER	FACTOR R DE LA U.S.L.E.
Gerona	62	348
Montseny	59	385
Barcelona	46	266
San Celoni	59	320
Palma (San Juan)	31	112
Pollensa	48	285
Ibiza	34	71
Tortosa	52	185
Valencia	57	175
Jijona	30	112
Yecla	27	82
Alicante	39	245
San Javier	46	135
Murcia	27	95
Rogativa	47	140
Fuensanta	24	159
Moratalla	38	109
Poza Alcón	61	201
Almería	21	50
Cabo de Gata	38	122

Fuente: ICONA (1988)

Los valores expresan la alta energía disponible para erosionar. Sin embargo, estos índices ponderados enmascaran el enorme impacto de los aguaceros o tormentas mediterráneas que se registran durante los equinoccios y notoriamente en otoño. Lluvias que superan los 100, 200 y 300 mm en pocas horas, precipitaciones sobre unos suelos resecos y desnudos por la dilatada inercia del verano mediterráneo, que se prolonga hasta finales de

octubre, tienen individualmente una capacidad de erosión extraordinariamente alta y son capaces de desmantelar más suelo, en pocos minutos y horas, que lluvias normales durante años.

Muy ligado al proceso de erosión está el proceso de desertización, que se produce como consecuencia de la pérdida de capacidad de soporte de vegetación del suelo. La pérdida de la capa fértil del suelo hace a éste cada vez más improductivo, reduciendo su capacidad para regenerar la cubierta vegetal y dificultando la infiltración del agua de lluvia en los suelos.

- En España se puede considerar como desierto una superficie de casi un millón de hectáreas (*PDI, MOPTMA, 1993*), y casi siete millones de hectáreas adicionales corren el riesgo de desertización total en breve plazo.
- La cuenca del Guadalquivir es la que presenta una pérdida media de suelo más elevada: casi 45 toneladas por hectárea y año.

II.5.- LA DESERTIFICACIÓN.

Desertificación es un término reciente cuyo significado no ha cristalizado aún de manera precisa ni en los medios técnicos ni en la sociedad en general. La palabra sugiere el avance del desierto por obra de algún factor relacionado con el clima o con acciones antrópicas. La desertificación no debe ser entendida sólo como la desaparición de la cubierta vegetal, sino como la pérdida de la capacidad ecológica para que ésta se forme. En nuestro país, la erosión y la degradación del suelo son los fenómenos que, localmente, producen situaciones más parecidas al desierto.

Cuando ocurren desastres que aceleran la erosión, como incendios forestales, aguaceros, sequías, etc., se suele decir que el desierto avanza, aunque tal afirmación no es exacta. El desierto presenta un delicado equilibrio y entramado de relaciones que se establece a lo largo de miles de años entre las poblaciones de las especies que la integran y la distribución de la disponibilidad de agua en el espacio y el tiempo. La erosión no es más que un síntoma de un proceso más general que denominamos desertificación, de la que la opinión pública tomó conciencia por primera vez en los años setenta con ocasión de sequías generalizadas.

Por primera vez y gracias a los medios de comunicación, el mundo asistió a las consecuencias de una catástrofe climática de semejante magnitud y la UNEP (*Programa Ambiental de Naciones Unidas*) fue encargada de coordinar y poner en marcha un *Plan de Acción para Combatir la Desertificación*. Sus conclusiones (UNEP, 1991) indican que afecta al 35% de la superficie terrestre e inutiliza más de 20 millones de hectáreas al año de forma prácticamente irreversible. El problema se incluyó en la agenda de la Conferencia de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo, entre cuyas conclusiones figuró el mandato a Naciones Unidas para establecer un *Comité Intergubernamental de Negociación de un Convenio para Combatir la Desertificación* (CIND).

La globalización del fenómeno diagnosticada por la UNEP produce cierta confusión. Su significado corre el riesgo de diluirse debido a los intereses políticos de muchos países, que pugnan por ser incluidos entre los afectados para poder optar a las vías de financiación al desarrollo que se contemplan en el CIND. Sin embargo, el problema sigue estando ahí y extendiéndose. Urge llevarlo al plano científico y técnico, de lo contrario, difícilmente podremos encontrar soluciones globales e innovadoras.

Ante todo conviene señalar que la *desertificación* no es un concepto especulativo, sino que alude a un fenómeno empírico que se manifiesta por la degradación de la capacidad productiva de los suelos y el desmoronamiento de los sistemas productivos que los explotan. Las zonas afectadas presentan escasez de agua en alguna estación del año, sufren o han sufrido impactos humanos por aprovechamiento abusivo de sus recursos y, por fin, padecen o han padecido periodos secos de intensidad o duración superiores a los valores normales y frecuentes en la región.

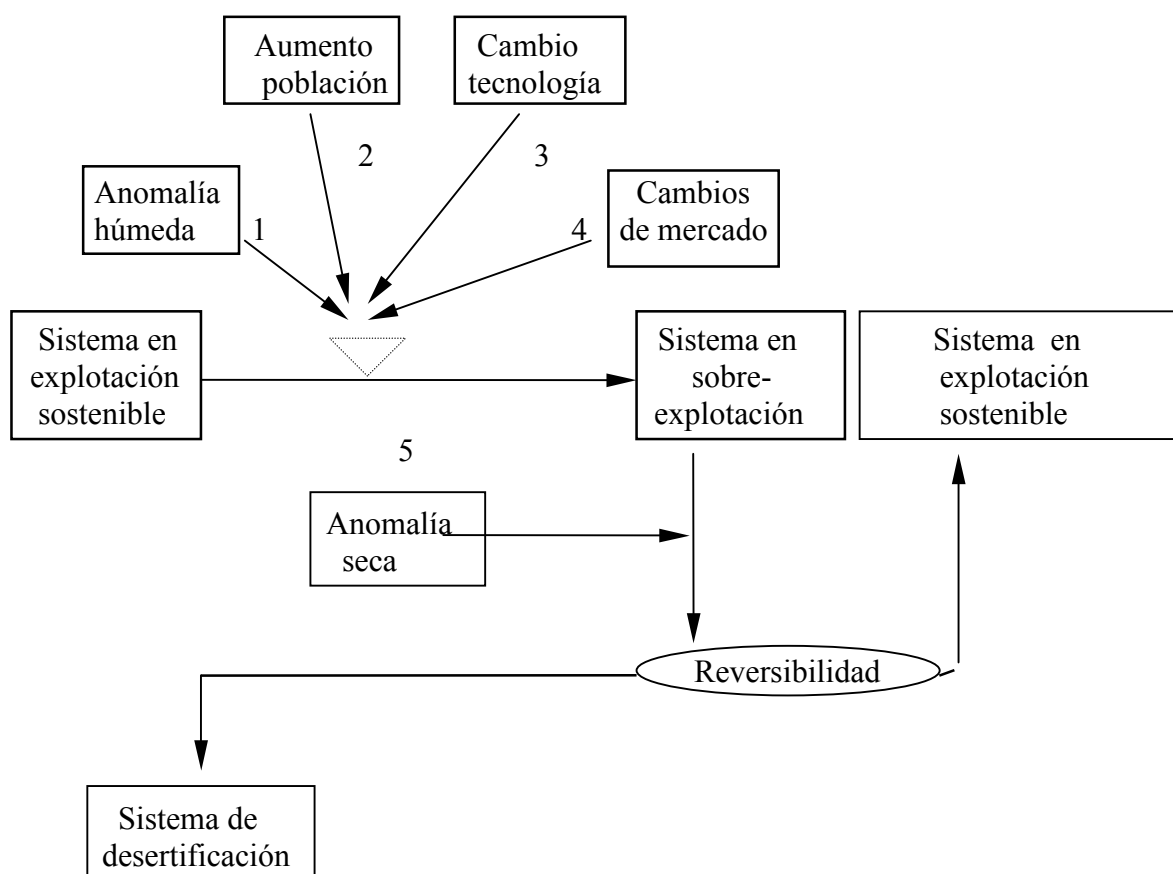


Figura 2.5.1. Factores implicados en la sostenibilidad del recurso suelo

En zonas secas el hombre desarrolla sistemas socio-culturales que le permiten regular su demografía y aprovechamiento de su medio en función de la disponibilidad de recursos. Así, consigue una explotación sostenible para el régimen de variabilidad pluviométrica normal de la región. Existen varios factores o perturbaciones que pueden romper la regulación de ese sistema (*Figura 2.5.1*): la aparición de un episodio húmedo prolongado; una variación de los precios de mercado motivada por causas externas; la aparición de un cambio tecnológico que permita una mayor accesibilidad a los recursos, o un aumento demográfico como ocurre en muchos países en vías de desarrollo. Cuando esto sucede el sistema se desacopla y entra en régimen de sobreexplotación. Es decir, los recursos son extraídos a mayor velocidad que se generan en condiciones normales. Tal estado es inestable y cuando los recursos se agotan o sobreviene un periodo seco, el sistema se desmorona. Si aún existen condiciones de reversibilidad, puede volver al estado de explotación sostenible, pero de lo contrario queda preso en uno que le conduce a su ruina y degradación irreversible, es decir, a la desertización.

Desde este punto de vista, la desertización no es solo un fenómeno climático o de mala utilización del suelo, sino que es la consecuencia de un cambio o de una perturbación que conduce al desacoplamiento irreversible entre el sistema socioeconómico y la disponibilidad de recursos naturales en zonas con gran variabilidad climática y riesgo crónico de sequía.

La cuenca mediterránea se sitúa en una transición climática entre la zona tropical y la templada húmeda. La zona cuenta con una historia geológica reciente agitada. La mayoría de sus sistemas orográficos son jóvenes, con relieves abruptos, pegados al litoral y en muchos casos con tectónica aún activa, como lo demuestra su fuerte sismicidad. Gracias a su situación, en la encrucijada de influencias biogeográficas procedentes de los continentes euroasiático y africano, la cuenca cuenta con una flora y fauna excepcionalmente ricas, tan sólo el número de especies fanerógamas se estima en unas 25000. Un creciente número de evidencias paleobotánicas demuestran que el paisaje mediterráneo, tal como hoy lo conocemos, ha sido configurado por la acción del hombre, conformado un paisaje en mosaico, de estructura espacial muy rica y alto nivel de biodiversidad.

Desde 1984 España participa en el proyecto de lucha contra la desertificación en el área mediterránea (Lucdeme). La lucha contra la desertificación en España tiene tres frentes principales de actuación: prevención de incendios forestales, administración de los recursos hídricos y aplicación de una agricultura respetuosa con el suelo.

II.6.- LA CONSERVACIÓN DE LOS SUELOS.

El concepto de conservación, universalmente aceptado, pero no respetado en la medida que merece, concierne al uso inteligente de los recursos naturales y busca mantener, reemplazar o aumentar las características del medio ambiente que resulten útiles a la actual y a las futuras generaciones humanas.

En España la labor de conservación la regula la Estrategia Nacional para la Conservación Integrada de la Naturaleza (ENCINA). Entre sus objetivos está el conservar el medio natural como sistema, restaurar y regenerar el equilibrio de los ecosistemas y sus recursos de **suelo**, agua, fauna y vegetación.

Actualmente nos encontramos en puertas de la aprobación de la Estrategia Forestal Española, que pretende, además de hacer un diagnóstico de la situación actual, potenciar y ordenar el patrimonio forestal, contemplando los conceptos de biodiversidad, paisaje, producción y uso social del monte.

El valor económico del suelo no sólo depende de su productividad tangible o de su valor como espacio de ocio, sino también de su papel en la conservación de riquezas tan insustituíbles como puede ser el agua.

Entre los problemas más graves de conservación en España, están la **erosión del suelo** y la pérdida de cubierta vegetal como consecuencia de los **incendios forestales**.

II.7.- LA APLICACIÓN DE RESIDUOS COMO ENMENDANTES ORGÁNICOS.

A lo largo de la historia de la Agricultura, el hombre ha aplicado toda clase de materias orgánicas a los suelos cultivados. Durante 150 años los fisiólogos mantuvieron la teoría húmica que indicaba que las plantas se nutrían directamente del humus del suelo y la presencia de este material marcaba su fertilidad. Sin embargo, la revolución agrícola promovida en el siglo pasado, cuando Justus von Liebig (1843) demostró con claridad que las plantas precisan de agua y sustancias inorgánicas para su nutrición, comenzó a poner en dudas que el humus fuera el principio nutritivo de las plantas, a la vez que fomentó el desarrollo de fertilizantes inorgánicos. Estos son de 20 a 100 veces más concentrados en elementos básicos como el N, P y K que los abonos orgánicos (*Arens, 1983*), lo que supuso un indudable efecto positivo en la agricultura, aumentando los rendimientos y provocando el abandono de muchas técnicas antiguas de cultivo, una de las cuales fue el uso de residuos orgánicos como abonos de los suelos.

Pero, sin duda, esta marginación y desplazamiento progresivo de los abonos orgánicos motivada por la gran difusión de los fertilizantes químicos y las exigencias de los sistemas de cultivo modernos, ha provocado la aparición de otros problemas. Actualmente, uno de los que de forma primordial incide sobre nuestro sistema de vida y sobre el medio que nos rodea y al cual pertenecemos es: **¿QUE HACER CON LOS DESECHOS Y RESIDUOS ORGÁNICOS?**. En numerosas ocasiones el destino final de estos materiales no permite un adecuado aprovechamiento, puesto que pueden contener un notable poder nutritivo, un considerable potencial energético y unas características, en cuanto a su composición, que los hacen idóneos para su empleo en suelos.

Como idea fundamental, debemos insistir en que todos los materiales orgánicos siguen siendo susceptibles de ser aplicados a los suelos, ya que pueden ser fuente de vida nueva, aportando energía y renovación de materia orgánica y nutrientes.

Sin duda, dado que actualmente la producción de materiales orgánicos es importante y tiende a crecer en un futuro, debemos plantearnos esta última posibilidad de reutilización muy seriamente, buscando el mejor destino para los variados residuos orgánicos que se producen.

Pero debemos realizar estudios serios encaminados a concretar los efectos beneficiosos o perjudiciales de la adición a los suelos de los materiales residuales que se producen hoy día. Es evidente que estos en su mayoría no son los mismos, ni poseen las mismas características que los que se usaban hace bastantes décadas. Por tanto, no es extraño que la investigación en campos como los de la Agroquímica, la Agronomía, la Bioquímica y la Fisiología, se formulen planes de trabajo encaminados a evaluar la afección que sobre el sistema suelo-planta tiene la incursión de nuestros residuos.

Es seguro que la agricultura y la gestión de los suelos son las actividades más importantes donde se pueden aprovechar las grandes y múltiples posibilidades que ofrecen los residuos orgánicos. Se puede afirmar, sin caer en falsas expectativas, que en un futuro muy cercano se podrán ofrecer recursos derivados de los residuos "a la carta" para cada tipo de cultivo o suelo que queramos recuperar. En ello está la labor y el entusiasmo de muchos investigadores. Detrás de ella, posiblemente venga la voluntad social y política encaminada a favorecer no solo la investigación, sino el aprovechamiento al máximo de estos recursos.

Para empezar podemos definir como residuo: "aquellas materias derivadas de actividades de producción y consumo que no han alcanzado ningún valor económico" según la legislación española (ley 42/75) y la directiva de la CEE 75/442 lo define como "cualquier sustancia u objeto del cual se desprende su poseedor o tiene obligación de desprenderse". Estas definiciones son muy amplias y abarcan a la totalidad de los productos residuales que origina nuestro sistema de vida.

Sin lugar a dudas, en los países desarrollados es donde existe el mayor índice de consumo y por tanto el de mayor producción de residuos. Estos pueden acarrear problemas importantes, sobre todo para el medio ambiente. A esta situación debemos unir el agotamiento de los recursos naturales no renovables, que puede conducir a una escasez de muchos de ellos a medio o corto plazo. Por tanto, deben de ser estudiados, analizados y transformados, en la medida que sea posible, los residuos originados por nuestro modo de vida, lo que permitiría una disminución de los daños sobre el medio ambiente y su consideración como recursos. No olvidemos que en este empeño está también el mantenimiento de nuestra calidad de vida y nuestra salud.

Los residuos se pueden clasificar en función del sector productivo que los origina, lo que nos permite establecer dos grandes grupos:

- Los derivados del sector primario, de actividades como la agricultura, ganadería, forestales y extractivas (canteras y minas).
- Los obtenidos del sector secundario y terciario, formado por residuos industriales y urbanos básicamente.

Dentro de estos grupos se incluyen una multitud de residuos de muy diversas características, inorgánicos, orgánicos y mezcla de ellos, tóxicos o inertes, líquidos o sólidos, etc. Podemos desglosar de forma más homogénea y siguiendo la catalogación ofrecida por la Dirección General de Medio Ambiente (1989) en los siguientes grupos de residuos:

- Residuos agrícolas.
- Residuos de actividades ganaderas.
- Residuos forestales.
- Residuos industriales.
- Residuos de actividades extractivas.
- Residuos urbanos y asimilados.

La producción y distribución de estos materiales en España depende de muchos factores, tales como la localización geográfica que determina el asentamiento de actividades industriales, mineras o la presencia de explotaciones agrícolas y ganaderas. También es un factor importante la densidad de población y el modo como se asienta ésta (grandes, medianos o pequeños núcleos urbanos).

Generalmente, los destinos a los que se someten estos residuos son muy variados, pero podemos indicar cuatro grandes grupos que de manera aproximada recogen todos los procesos individuales que se aplican a todos estos materiales:

- Vertido o almacenamiento controlado.
- Vertido incontrolado.
- Procesos de inactivación e incineración.
- Reciclaje y recuperación de materiales útiles.

En función de las características de cada uno de los residuos, su lugar y forma de producción, predominará uno de estos destinos sobre los otros. Nuestro interés se centra fundamentalmente en el uso de los residuos orgánicos como enmiendas en los suelos, y de manera especial las relaciones que se establecen con el sistema completo formado por el sustrato y la planta, que coincide básicamente con la labor investigadora que viene desempeñando nuestro grupo de investigación en la Universidad de Alicante y en la Universidad Miguel Hernández.

Los cultivos intensivos que tienden a ser los predominantes en la actualidad, unido al necesario aumento de las cosechas para satisfacer las demandas de la población y el

uso abusivo de fertilizantes minerales está provocando un notable desequilibrio en los suelos agrícolas.

A su vez debemos contemplar cómo el abandono de áreas cultivadas desequilibradas y la escasa cubierta vegetal existente en numerosas zonas favorece la acción de procesos erosivos. Todos estos hechos nos hacen plantearnos como objetivo fundamental el estudio de los residuos orgánicos con fines a su aplicación en la agricultura y en la recuperación de suelos desequilibrados y degradados.

En algunas zonas de España, como es el caso de la provincia de Alicante, la presencia de materia orgánica en los suelos suele ser escasa, y son contadas las excepciones (coincidentes con cultivos hortícolas) en las que ésta se halla presente por encima del 2 %. Si a ello unimos la naturaleza caliza de la mayor parte de nuestros suelos, siendo en ocasiones superior al 50 %, que favorece las condiciones degradativas de la materia orgánica y por tanto su pérdida, nos daremos cuenta que somos un área con suelos deficitarios en fracción orgánica.

No cabe duda que el uso en sistemas agrícolas y en recuperación de suelos de los residuos está marcado como ya hemos indicado, por las funciones que ejerce la materia orgánica en los suelos, por ello, conviene realizar algunos comentarios al respecto.

La materia orgánica que forma los suelos tiene una composición compleja, no siendo menos la de los residuos orgánicos susceptibles de ser aplicados. Básicamente en los suelos está formada por lo siguiente:

- Residuos de plantas y animales poco alterados o productos de la descomposición parcial de los mismos.
- Biomasa del suelo, materia viva microbiana u otros seres vivos que no suele superar el 5 % del total orgánico de los suelos (*Jenkinson & Ladd, 1981b*).
- Sustancias orgánicas de composición definida (no húmicas), tales como proteínas, hidratos de carbono, aminoácidos y grasas.
- Humus, compuesto por una mezcla de sustancias orgánicas complejas, estables y de naturaleza coloidal.

En los residuos orgánicos en general, participan en su composición sustancias orgánicas sencillas y de formulación definida, relacionadas directamente con su origen y otras de complejidad estructural grande formadas, en muchas ocasiones, en los procesos de tratamiento de los residuos por acción de los microorganismos que actúan sobre ellos.

El componente mayoritario y más estable en los suelos debe ser el humus, que tienen una gran influencia en las propiedades de los mismos. La cantidad de este componente en el suelo depende de muchos factores (*Johnston, 1991*), puesto que se halla en un estado dinámico constante, y marca en cierta medida el grado de estabilidad y la evolución de los suelos. Los factores de los que depende en mayor medida son los que se enumeran a continuación:

- La incorporación de restos orgánicos nuevos al suelo y su velocidad de oxidación (química y biológica).
- La velocidad de descomposición de la materia orgánica propia existente en el suelo.
- La textura del suelo, aireación y humedad.
- Los factores climáticos.

Pero en definitiva, el proceso fundamental que se desarrolla en el suelo y que influye sobre la disponibilidad de nutrientes para las plantas es denominado:

Mineralización ↔ Inmovilización

Es decir, paso de formas orgánicas a inorgánicas y viceversa, dependiente de una manera muy especial de la actividad biológica del suelo.

Es indudable que, tanto desde el punto de vista agrícola como del de recuperación de suelos, hay tres conceptos básicos que incitan a la utilización de residuos orgánicos y derivados (*Parr et al., 1983*). Estos son:

- Mejorar las propiedades del suelo, tanto físicas, químicas como biológicas.
- Favorecer la vida, especialmente el desarrollo de la cubierta vegetal y el mantenimiento de la productividad de los suelos.
- Evitar la pérdida de recursos y energía.

La diferencia fundamental entre ambas aplicaciones (agricultura y recuperación de suelos) radica en que la agricultura tiene como objeto la obtención de producciones económicamente rentables a corto plazo, mientras que la recuperación de suelos presenta una connotación social más relevante (aunque los beneficios económicos y sociales pueden ser importantes a mayor plazo de tiempo).

Los residuos pueden ser utilizados como ***acondicionadores*** de los suelos cuando son susceptibles de mejorar alguna o algunas propiedades de los mismos, o como ***fertilizantes*** , lo que implica como finalidad el aporte de nutrientes para el sostenimiento de la cubierta vegetal. La definición de fertilizante dada por la Soil Conservation Society of América es "cualquier material orgánico o inorgánico de origen natural o sintético que añadido al suelo aporta ciertos elementos esenciales para el crecimiento de las plantas" (*Follet et al., 1987*). El término acondicionador es más amplio, y engloba la acción sobre cualquiera de las propiedades del suelo que podemos considerar. Encontramos un término medio que en muchas ocasiones define los dos comentados anteriormente, el de ***enmendante*** o enmienda para los suelos.

Además de estas dos opciones, que son las más importantes desde el punto de vista de la utilización de los residuos en suelos productivos, cabe la posibilidad de usarlos como ***substratos*** para el mantenimiento de los cultivos, entendiendo este término

como el que corresponde a un material sólido, distinto del suelo, natural o sintético, mineral u orgánico, que colocado en un contenedor en forma pura o mezclado, permite el anclaje del sistema radicular, desempeñando el papel de soporte de la planta (*Abad, 1991*). Sin duda, en esta posibilidad entran numerosas clases de residuos que pueden participar en mayor o menor medida en la nutrición de la planta.

En función de la facilidad de manejo, las propiedades físicas y químicas de la mayoría de los residuos orgánicos, prestaremos más atención a la finalidad de los mismos como acondicionadores y fertilizantes, aunque en algún caso haremos mención a la posibilidad de que sean utilizados como sostén de los cultivos.

La aplicación de materiales vegetales o de compost preparado con desechos urbanos e industriales puede contribuir a solucionar los graves problemas que surgen de la escasez de materia orgánica y su adición ayuda al mantenimiento de los niveles nutritivos del suelo (*Gati, 1983*). Estudios realizados en el Reino Unido en 286 parcelas de cultivo durante 1989-90, han puesto de manifiesto las escasas necesidades de aporte de nitrógeno en los suelos que han sido fertilizados con una gran variedad de materiales orgánicos, detectando que sólo el 14 % de ellos han requerido el aporte suplementario de 40 kg de N/ha con el fin que hubiera suficiente cantidad para garantizar el aporte a las plantas y que se desarrollaran adecuadamente los procesos de mineralización en el suelo (*Vaidyanathan et al., 1991*) y el mantenimiento de los niveles nutritivos.

Paralelo a estos hechos indicados, hay que prestar atención a diversos puntos que van a favorecer una correcta aplicación de estas sustancias residuales tales como:

- Minimizar la introducción de elementos y sustancias tóxicas en el ecosistema.
- Evitar la pérdida por lavado del suelo de nutrientes y tóxicos.
- Desarrollar técnicas adecuadas para realizar el aporte de los residuos orgánicos.

Uno de los más competitivos es el lodo de depuradora, por la facilidad para su recogida, procesado y transporte, así como las numerosas técnicas existentes para su aplicación. *Burrowes (1984)* indica que la adición al suelo de lodo es una opción económicamente rentable si se optimizan las condiciones de transporte y los equipos empleados para su adición al suelo; sería interesante desde el punto de vista económico que la distancia entre la fuente productora y la zona de aplicación fuera corta y que además el mismo vehículo de recogida sea el que también se emplee para la adición al suelo de este material.

Previamente a su aplicación en el sistema definido básicamente por el suelo y la planta, es necesario realizar una investigación científica detallada que permita valorar correctamente el residuo orgánico que se piense aplicar en la agricultura o la recuperación de suelos. Es esencial estudiar las pautas de comportamiento y las interacciones que se establecen entre los residuos y el suelo con el fin de utilizar con garantías de éxito estos materiales (*Hue, 1988*). Para ello, se suele seguir una metodología basada en la

caracterización, estudio en sistemas controlados y estudio en sistemas dinámicos abiertos. Indicamos a continuación una metodología encaminada a determinar el modo más correcto de aplicación de un residuo orgánico sobre los suelos siguiendo una serie de estudios que se reseñan:

1- *Valoración de sus características.* Se estudia la composición detallada del material, con especial atención al contenido en nutrientes, y la presencia de elementos y sustancias tóxicas para las plantas.

2- El segundo paso es el *estudio de los procesos de mineralización* controlados, *evaluando la disponibilidad de nutrientes*, la degradación que sufre la materia orgánica y la liberación de elementos tóxicos. Todo esto se estudia en medios de cultivo donde se prevé su posible aplicación. Se emplean métodos de incubación de suelos, así como técnicas extractivas que permitan evaluar la disponibilidad de nutrientes y otros elementos no necesarios para la planta.

3- Una tercera etapa consiste en el *estudio de la dinámica y transformaciones de este material* en experimentos controlados, usando *el sistema completo suelo-planta*. Para estas evaluaciones se emplean plantas de cultivo que permitan realizar un adecuado seguimiento de su evolución y que además sean posible objeto de aplicación de los materiales residuales. De los estudios segundo y tercero, se pueden establecer un rango de aplicación preliminar, así como los niveles tolerables en función de las características del suelo y la planta cultivada.

4- El cuarto paso, es la *realización de experimentos en parcelas*, controlando la evolución del suelo, la planta y la producción. Este estudio también permite la evaluación ambiental a corto plazo, analizando los lixiviados y escorrentía superficial, que podrían afectar a otras partes del ecosistema en estrecha relación con la zona de cultivo.

5- El último paso son los estudios encaminados a *evaluar los efectos de sucesivas aplicaciones a largo plazo*. Estos persiguen los mismos objetivos que el apartado mencionado anteriormente, pero con un mayor énfasis en el análisis de los efectos sobre el medio, su capacidad amortiguadora y dilución en el mismo de los posibles agentes tóxicos introducidos.

Todo estos estudios, nos llevan a establecer unas normas generales para su completo aprovechamiento, estando recogidas en ellas los datos de mayor interés como los indicados a continuación:

- Rango y modo de aplicación: cantidad de residuo a añadir en función de sus características nutricionales y contaminantes, técnicas más aconsejables para su aplicación y época en la que conviene realizar la adición.

- Niveles nutritivos: aportes que se realizan de elementos necesarios para la planta, con indicación de las adiciones complementarias de otros elementos que se deben añadir.
- Niveles tóxicos: aportes de elementos y sustancias tóxicas, limitando la aplicabilidad del residuo a aquellas cantidades que no presenten un riesgo de consideración para la salud humana y para el desarrollo de la vida en el ecosistema considerado.
- Plantas tolerables: clasificación de las plantas que pueden ser cultivadas en función de los nutrientes y la tolerancia a elementos y sustancias potencialmente perjudiciales existentes en el residuo.
- Suelos aplicables: suelos aptos para su aplicación en función de las características del suelo y de la del residuo, con especial atención a la dinámica de mineralización de nutrientes y la presencia y formación de compuestos tóxicos no deseados.

A partir de aquí, se puede establecer y mejorar la metodología e incluso la legislación existente sobre aplicación de materiales orgánicos, especialmente aquella que se refiere a lodos de depuradoras de aguas residuales y a compost, recogiendo de forma racional la posible aplicación de los residuos y las restricciones en función de los datos obtenidos y bien contrastados derivados de los resultados experimentales (*Navarro-Pedreño et al., 1995*).

II.8.- SITUACIÓN GEOGRÁFICA Y DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO.

II.8.1.- GEOLOGÍA.

a) LOS VALLES DE ALCOY.

Fundamentalmente la comarca es una cubeta situada en el centro del macizo montañoso que ocupa el centro de la provincia. Al sur el Prebético forma una efectiva muralla que en general ocupa los 1000 m de altitud y que solamente a favor de una importante línea de fractura deja un paso a la Foia de Castalla. Al N la sierra de Benicadell constituye también una neta divisoria comarcal, seccionada en ocasiones por ríos fuertemente encajados y fracturas transversales que abren estrechos corredores a la circulación. Hacia el W Mariola taponan la cubeta dejando valles reducidos a ambos lados. Hacia el E de la cubeta queda un conjunto de pequeños valles estrangulados por otras tantas escamas anticlinales orientadas de SW a NE.

Al N del paralelo de Alcoy la estructura es muy simple: consiste en una serie de pliegues en cofre, formados por calizas cretácicas, orientados de SW a NE y ligeramente tumbados hacia el NW. Entre ellos los sinclinales aparecen rellenos en parte por margas miocenas (tap) y derrubios pliocenos.

Al S la complicación es mayor: las calizas eocenas forman barras de dimensiones variables en contacto anormal con el Mioceno de los valles, lo que ha hecho pensar en un corrimiento generalizado: el manto de Aitana (*Darder, 1945*), aunque actualmente se le da menos importancia y se le supone producido por las capas incompetentes de arcillas triásicas que en profundidad separan las calizas del zócalo al actuar como lubricante (*Heras, 1968*).

El valle central es una cluse abierta sobre líneas de fractura que, al menos en Alcoy, se resuelve en una fosa tectónica rellena de depósitos lacustres. En los bordes han emergido las arcillas rojas triásicas en un diapirismo suficientemente antiguo como para haberse producido depósitos miocenos a expensas de estos materiales.

La zona no ha conocido la tranquilidad desde fines del Cretácico, los cambios laterales de facies y discordancias angulares de los depósitos lo demuestran, incluso los más recientes (Plioceno) se encuentran deformados, ligeramente plegados, fracturados y basculados, aún hoy estas líneas son sísmicamente sensibles (*Fallot, 1948*).

En estas condiciones, la erosión no ha podido retocar las rocas duras por lo que el relieve es fundamentalmente estructural (*Dupuy de Lôme, 1957*), aunque las rocas blandas debieron quedar arrasadas a finales del Plioceno. Debido a los frecuentes cambios de nivel de base, los ríos se encuentran fuertemente encajados en las superficies pliocenas y en gran parte las han desmantelado, formando un paisaje fuertemente abarrancado. Quedan aún retazos de aquellas en los llanos situados en el margen izquierdo del río de Alcoy, sobre todo a partir de Cocentaina, aunque siempre muy mezclados con derrubios de ladera, conos, etc. Parece existir un nivel anterior testificado por los cerros que desde el embalse de Beniarrés llegan hasta Alcoy con una altura sobre el nivel actual del río de unos 100 m y que probablemente enlazan con los llanos de Penáguila, en donde parece observarse otro nivel superior que podría relacionarse con el corredor suspendido al NW de la Carrasqueta, al parecer levantado por un rejuvenecimiento de la falla que lo corta en el Barranc de la Batalla. De todos modos la evidencia de rejuvenecimientos recientes de las fallas, hace más dudosos estos supuestos (*Bernabé, 1976*).

b) LA SIERRA DE AITANA.

Situada en la comarca alicantina de La Marina, con una altitud máxima de 1558 m. La caracterización geológica de la sierra de Aitana se podría enclavar dentro del dominio de la zona Prebética. La falla de Alcolecha, definida como zona de fractura asociada al frente del Prebético Interno que afecta a materiales neógenos en los bordes del embalse de Guadalest, discurre al Norte de Confrides y se pierde al Este de Alcolecha. Entre ésta y Penáguila hay frentes parciales que hacia el Oeste desaparecen bajo el Tap hasta alcanzar la Sierra del Moro, próxima a Alcoy, en la que dan lugar a desplazamientos importantes en el Terciario, visibles por poner en contacto el Eoceno con el Tap con inyecciones triásicas locales. Por el Este esta zona de fallas se prolonga hasta Altea.

Litológicamente, se presentan afloramientos de calizas, margas, arcillas y areniscas constituidas por: calcarenitas bioclásticas, calizas grises, margas y arcillas arenosas de limos

verdes y rojizos. La otra formación predominante es la de calizas y dolomías. Los afloramientos de este grupo son de edad eocénica y están constituidos básicamente por calizas bioclásticas, pararecifales y masivas y biomicritas fuertemente dolomitizadas con moldes de organismos. La potencia de este conjunto es variable, si bien puede alcanzar los 150 m. (I.G.M.E., 1993).

II.8.2.- EDAFOLOGÍA.

El suelo es el resultado de la acción de cinco factores formadores: Climáticos, Bióticos, Litológicos, Geomorfológicos y Cronológicos.

La especificidad de los elementos climáticos y de los factores bióticos en la región mediterránea y la aplicación clásica de los conceptos de zonalidad han sido las causas principales de que se haya incluido el *Suelo Mediterráneo* dentro de terminologías clásicas. De hecho, es innegable que los suelos mediterráneos han sido considerados y separados de otros suelos en algunas clasificaciones, sobre todo geográficas y genéticas, y han sido identificados y utilizados como categorías específicas y muchas veces excluyentes no siempre acertadas. Sin embargo, poco a poco, los suelos mediterráneos han ido desapareciendo como tales de las clasificaciones y el destacar sus peculiaridades no es tarea fácil.

Los factores diferenciadores de mayor importancia en la formación de suelos mediterráneos son el clima y la vegetación (Roquero, 1979); y más concretamente, la clara influencia y la dependencia de los factores bióticos respecto a los climáticos, sobre todo la vegetación natural. A pesar de todo, la intrazonalidad impuesta por la Geomorfología y la Litología, tiene una amplia intervención en la formación de estos suelos, así como el tiempo de evolución y desarrollo.

En relación con las condiciones de humedad del suelo, las peculiaridades del clima mediterráneo están modificadas por éste y relacionadas con el balance de humedad. Estos hechos y su importancia en cuanto a la caracterización del suelo han cobrado especial interés en los últimos tiempos y han llegado a convertirse en criterios taxonómicos de importancia para los principales sistemas de clasificación de suelos como *Soil Taxonomy*, en el que el clima de carácter mediterráneo recibe un tratamiento muy especial bajo la denominación de Régimen de Humedad Xérico cuyas especificaciones están planteadas para acotar las condiciones mediterráneas.

La Región Mediterránea también está relacionada, sin embargo, con otros regímenes de humedad en el límite del xérico (údic y arídico). El ústico es conceptualmente diferente y su existencia en esta región aún permanece en discusión (Jarauta, 1989).

En cuanto a las condiciones térmicas (régimen de temperatura), se trata solamente de excluir los climas tropicales, exigiendo una temperatura media anual del suelo inferior a 22°C y una diferencia de temperaturas de verano e invierno mayor de 5°C.

La vegetación natural como factor formador del suelo es considerada como agente de la alteración de los minerales y como origen de los aportes de materia orgánica. Las condiciones mediterráneas pueden acotarse con valores de precipitación media anual y de temperatura que determinan la presencia de una vegetación original que pasa desde el bosque espinoso y la estepa espinosa hasta la sabana o bosque seco en condiciones más favorables y a la estepa propiamente dicha e incluso al bosque húmedo y la pradera en las condiciones de máximo desarrollo vegetal.

Como agente de la alteración, la vegetación mediterránea ha de ser estimada con ciertas restricciones ya que tiene que soportar condiciones climáticas difíciles. Hay dos estaciones desfavorables: el verano es a la vez cálido, seco y luminoso (las plantas se adaptan disminuyendo lo más posible su actividad vital, salvo en las montañas) y el invierno es frío con la amenaza latente de una bajada brusca de la temperatura. El crecimiento anual de los árboles del bosque mediterráneo es, por lo tanto, lento, aunque esa lentitud se vea compensada por una gran longevidad.

En cuanto a la Litología, la variedad de rocas existentes en la zona mediterránea es grande y muchas veces da lugar a una intrazonalidad de interesantes propiedades que no es posible detallar. Sin embargo, de forma sintética se puede afirmar que presenta un predominio de materiales sedimentarios, sin que falten los eruptivos y metamórficos, si bien cubriendo áreas de menor extensión. La mayor parte de los materiales sedimentarios son de carácter calizo, calizas, margas, areniscas de cemento calizo, existiendo diversas transiciones entre esos tipos extremos, pero conservan dos caracteres comunes muy importantes: presencia de arcilla heredada y de carbonato cálcico. También existen areniscas de cemento silíceo y rocas metamórficas como las cuarcitas. Sin embargo, la mayor parte de las rocas metamórficas y eruptivas poseen cierta abundancia de feldespatos que permiten bajo las condiciones de meteorización del clima mediterráneo que se originen arcillas. Análogamente, la presencia de los elementos Ca y Mg suele estar asegurada en la mayor parte de los materiales, así como el K, si bien éste en mucha menor proporción. En cuanto al Na y correlativamente los Cl⁻ y SO₄²⁻, pueden estar presentes en cantidades relativamente altas en muchas formaciones sedimentarias, margas y arcillas salíferas, con las consiguientes consecuencias de salinización potencial ante la existencia de balances de humedad desfavorables para el lavado (*Halitín, 1988*).

La Geomorfología presenta rasgos muy acusados, influida especialmente por el relieve montañoso de muchas comarcas y los acentuados procesos de erosión geológica habidos durante el Cuaternario. Las regiones de topografía llana, aunque importantes, pueden ser consideradas como menos representativas, si bien por atenuarse en ellas los procesos de erosión, suelen presentar perfiles bien desarrollados útiles para la interpretación de la génesis de los suelos.

El fuerte relieve y los procesos antecedentes de erosión geológica determinan la existencia de amplias y frecuentes zonas de piedemonte y en menos escala la de áreas de materiales coluvionados sobre las que es fácil desarrollar el perfil del suelo, teniendo en cuenta el origen ya edáfico de muchos de estos materiales (*Roquero, 1994*). Análogamente,

las zonas de aluvionamiento y de colmatación de los valles tienen gran importancia superficial y agrícola; particularmente, las terrazas fluviales en las que la variabilidad inducida por la cronología es una causa de gran importancia en la diferenciación del perfil.

Por el contrario, las laderas de fuerte relieve no sólo han estado sometidas a la erosión como concepto geológico antecedente, sino que en la actualidad sufren fuertes procesos de erosión edáfica, por lo que el desarrollo de los perfiles se ve dificultado. En consecuencia los efectos de catena o toposecuencia son de suma importancia en el clima mediterráneo, sin cuya consideración no puede alcanzarse la comprensión de sus suelos. Es conveniente destacar aquí la importancia de la Geomorfología en el topoclima, de clara intervención diferencial en condiciones mediterráneas, y su relación con el hidromorfismo y la salinización.

En cuanto al Tiempo o duración de la intervención de los factores anteriores, la escasa estabilidad geomorfológica antes indicada, como consecuencia de la erosión predominante contribuye a que muchos de los suelos no alcancen un gran desarrollo o diferenciación de su perfil.

Podemos concluir diciendo que lo más característico dentro de los factores de formación de los suelos mediterráneos es el clima. El régimen hídrico *xérico* (veranos secos e inviernos moderadamente lluviosos), junto con una temperatura media anual suave (típicamente 10-20°C) condiciona los procesos de formación y evolución edáficos de una manera típica. Así, por ejemplo, la meteorización química no es muy intensa, por la falta de coincidencia de los periodos de temperaturas altas y de precipitaciones. De igual forma, muchos de los suelos mediterráneos presentan una cierta lixiviación, debido a que la época de baja ETP coincide con la época de lluvias.

El clima condiciona otros factores formadores. En primer lugar, la típica vegetación de bosque esclerófilo o matorral. En segundo lugar, el relieve. Muchas de las formas del relieve representan, de alguna forma, la transición de las zonas de clima templado húmedo a las zonas subtropicales y tropicales. Frente a las laderas de forma convexa de latitudes más altas, predominan aquí las laderas con extensos elementos cóncavos y amplios valles, que indican el importante papel de los procesos erosivos. Amplias superficies de acumulación, como sedimentos y terrazas fluviales, son frecuentes. Estas superficies geomorfológicas tienen, muchas veces, una limitada variedad de suelos, con lo que la cartografía y evaluación puede ser sencilla.

El relieve condiciona a su vez el clima (efecto de orientación de las laderas) y está fuertemente influenciado por la litología y estratigrafía (relieves estructurales).

Las condiciones paleoclimáticas han sido determinantes en los procesos de formación del relieve y de los suelos. Los paleosuelos son casi más la regla que la excepción en áreas donde ha existido tranquilidad geomorfológica.

En la práctica, todos los que se consideran como procesos de formación de los suelos tienen lugar (o han tenido lugar) en las áreas mediterráneas. Sin embargo, la frecuencia e intensidad con que se da cada uno de los procesos es muy distinta. Se puede hablar, en realidad, de procesos "típicos" o de aspectos típicos de los procesos generales de formación del suelo.

Tal como se apuntó, los procesos de meteorización química son relativamente poco intensos, así como el impacto de la disgregación física de las rocas. En consecuencia, los suelos reflejan, en muchos casos, las características texturales y mineralógicas de los materiales parenterales. En estas condiciones, las variables geológicas regionales son buenas indicadores de las propiedades y distribución de los suelos, siempre y cuando no haya una componente paleoclimática importante.

El examen de la mineralogía de la fracción arcilla refleja el moderado impacto de los procesos de meteorización. Muchos de los suelos mediterráneos son ricos en illitas (micas), bien heredadas de las rocas sedimentarias, en las que este mineral suele dominar sobre otros minerales de la arcilla (por ejemplo en pizarras) o bien como producto de la transformación de micas primarias existentes en rocas metamórficas e ígneas (granitos, esquistos, gneises, etc.) La neoformación de caolinita, mica o esmectita es limitada, aunque bajo determinadas condiciones puede representar la mayor parte de la arcilla de un suelo. El caso más típico de neoformación es el de la esmectita en ambientes confinados ricos en Ca, Mg y sílice (zonas relativamente áridas, etc.). En términos estrictos, la caolinita es el mineral estable en la mayor parte de los ambientes edáficos mediterráneos pero raramente domina; ello es atribuible a razones cinéticas (*Wilson, 1975*).

Determinados procesos de adición y pérdida de materiales han sido importantes en suelos mediterráneos. Los procesos de erosión hídrica (natural o antrópica) y deposición son los más destacables. Localmente, las pérdidas o ganancias de materiales por flujo subsuperficial, han condicionado la evolución de ciertos suelos. Las pérdidas por lixiviación vertical son limitadas, dependiendo estrechamente del régimen hídrico.

La acumulación de materia orgánica, proceso típico en la formación de los suelos, se ve limitada en los suelos mediterráneos por la relativa baja productividad primaria neta de los ecosistemas. La descomposición es relativamente lenta en comparación con suelos de otras áreas (subtropicales, tropicales) debido a la ausencia de humedad en el suelo en época de temperaturas altas. En estas condiciones, se llega a un nivel de equilibrio en suelos no alterados de unas pocas unidades por ciento.

En la categoría de los llamados procesos de "traslación" podemos citar que el movimiento de bases ("desaturación" y "saturación") en un régimen xérico es moderado. Cuando el material parenteral no es rico en bases se puede llegar a producir un gradiente de saturación de bases (y pH) con la profundidad. El lavado y acumulación de carbonato cálcico ("descarbonatación" y "carbonatación") constituye un proceso de traslación común en suelos mediterráneos. En la mayor parte de las regiones mediterráneas hay que

esperar que, si el material parenteral tiene cierta riqueza en carbonato cálcico, o si existen minerales meteorizables ricos en Ca (plagioclasas, por ejemplo), aparecerá, a mayor o menor profundidad, un horizonte de acumulación de carbonato cálcico (horizonte "cálcico" o "petrocálcico").

La iluviación de arcilla es un proceso de traslación común a muchos suelos, aunque en el régimen xérico se ve particularmente favorecido. El fenómeno ocurre en especial en materiales descarbonatados y configura marcadamente la morfología de muchos suelos mediterráneos.

Muchos de los procesos mencionados tienen como consecuencia la formación de horizontes distinguibles morfológicamente. Frente a dichos procesos existen otros, llamados procesos de haploidización, que tienden a mezclar o impedir la diferenciación de horizontes. Dentro de ellos, el proceso de mezcla debido a la expansión y contracción de arcillas (usualmente esmectitas) o "vertisolización" adquiere bastante importancia en regiones mediterráneas.

Los tres grandes motores de la formación de suelos que, según algunos autores, son acumulación de materia orgánica, lavado (lixiviación) y tiempo, se combinan de cierta forma en los ambientes mediterráneos para dar lugar a unas morfologías más comunes. En áreas geomorfológicamente estables, y donde los condicionantes litológicos, topográficos e hidrológicos permiten un cierto lavado, la secuencia evolutiva lleva a suelos con un horizonte de acumulación de arcilla iluviada ("argílico") que se superpone a uno de acumulación de carbonato cálcico ("cálcico"). Alrededor de este suelo "central" existen numerosas variaciones. El horizonte cálcico puede faltar en áreas de materiales parentales poco ricos en bases, o bien no existir horizonte argílico cuando el material parenteral no se descalcifica con facilidad.

La particular secuencia de horizontes "típicos" tiene una clara influencia sobre el valor agrícola o forestal de los suelos y en los cambios en este valor cuando se presentan fenómenos de truncamiento del perfil del suelo (por abancalamiento, erosión, etc.).

Quizá es en los aspectos mineralógicos y químicos generales donde se encuentren mayores afinidades entre suelos mediterráneos. La mineralogía de la fracción arcilla se encuentra usualmente dominada por la illita, con cantidades menores de caolinita y esmectita. Ello propicia que las propiedades que directamente derivan de la naturaleza de la fracción arcilla puedan ser fácilmente predichas. Este es el caso de la capacidad de intercambio catiónico, que se sitúa, con gran constancia, en 40-60 meq/100 g de arcilla. También el existir una relación entre el contenido de arcilla y de los óxidos de hierro (usualmente la relación óxidos de Fe/arcilla es de 0.05 a 0.10), con lo que las propiedades que derivan de estos componentes (fijación de fósforo, por ejemplo), pueden ser también razonablemente estimadas a partir del mero dato de la textura.

Algunas de las propiedades químicas más relevantes de los suelos mediterráneos están ligadas a la presencia de carbonato cálcico. Es preciso destacar aquí que aún se ha

avanzado relativamente poco en la cuantificación del efecto que este componente tiene en determinadas propiedades de los suelos como, por ejemplo, la disponibilidad de determinados nutrientes. Índices tales como el carbonato total o la "caliza activa" son poco útiles en ciertos casos. Nuevas maneras de evaluar la reactividad del carbonato cálcico están, por lo tanto, siendo investigadas.

En definitiva, podemos concluir que los rasgos comunes de los suelos propician una transferencia de tecnología apreciable dentro de la zona mediterránea. No obstante, existe aún un amplio desconocimiento sobre muchos aspectos esenciales, cuyo estudio es urgente y necesario para la optimización del uso y la conservación de dichos suelos.

Los suelos de la provincia de Alicante se caracterizan por su elevado contenido en carbonato cálcico, escaso porcentaje de materia orgánica y encontrarse poco evolucionados.

El régimen de humedad de los mismos es Arídico en la mayor parte de la provincia, pudiéndose encontrar en zonas del interior, limítrofes a la provincia de Valencia, áreas aisladas con régimen Xérico.

El Orden de suelos dominante es el de los *Aridisoles* y, dentro de él, a nivel de Gran Grupo encontramos como representantes más significativos los *Paleargids* en el Suborden de los *Argids* y los *Camborthids*, *Calciorthids* y *Salorthids* en el Suborden de los *Orthids*.

A nivel de esquema cartográfico, a excepción de una mancha que comprende las comarcas del Marquesado, la Montaña y las zonas occidentales de la Central y del Vinalopó, está constituida por una asociación *Calciorthids/Camborthids* con alguna zona donde predominan los *Paleorthids*. En realidad podemos hablar de distintos grados de evolución de los horizontes calizos dando lugar a los diferentes Grandes Grupos de los *Orthids*. En función de esta evolución encontramos en primer lugar, horizontes de alteración "in situ", tales como los cámbicos con presencia de pseudomicelio calizo que caracterizan a los *Camborthids*, siguiendo el desarrollo de los horizontes cálcicos encontramos perfiles pedocálcicos con potentes horizontes calizos, clasificados como *Calciorthids*. En superficies estables y antiguas, estos cálcicos pueden llegar a cementarse, dando lugar a los horizontes petrocálcicos representativos de los *Paleorthids*.

Debido a esta evolución genética de los horizontes cálcicos, no es de extrañar el encontrar asociados en una misma zona varios de los Grandes Grupos existentes. Ahora bien, dados los potentes procesos erosivos que se presentan en la provincia, debido al régimen torrencial de lluvias y a la deforestación, parte de estos suelos son truncados por los procesos de erosión hídrica dando lugar a perfiles sin diferenciación de horizontes que clasificamos como *Entisoles (Torriorthents)*. La disposición adecuada en la secuencia de horizontes bajo regímenes de tipo xérico conduce a la aparición, en alguna medida frecuente, como los *Xerorthents*. (S. S. S., 1998).

El orden de los Entisoles agrupa suelos minerales que no tienen un perfil diferenciado; el escaso o nulo desarrollo de horizontes distintos de los mencionados puede explicarse por diversas causas, quizás en nuestro caso las más importantes sean: Insuficiente lapso de tiempo para su desarrollo y suelos en posiciones geomorfológicas con una fuerte erosión, lo que va rejuveneciendo el perfil. Por ejemplo, los Xerorthents líticos, frecuentes en áreas de montaña con fuertes pendientes. Finalmente citar, en algún caso, materiales originarios muy ricos en minerales de tamaño arena que presentan una elevada inercia edafogénica ya que los minerales de la arena suelen presentar una elevada estabilidad frente a la meteorización.

En la comarca meridional, en las zonas de Albaterra, Torreveija, Santa Pola y parte del término de Elche, encontramos suelos improductivos por su elevado contenido en sales, que se clasifican como *Salorthids* dentro del suborden de los *Orthids*.

Cabe destacar en la provincia la presencia de suelos orgánicos en el Marjal de Pego; estos *Histosoles* se encuentran asociados con *Entisoles* del Suborden *Aquents*.

Necesariamente debemos citar a algunos suelos abundantes en algunas zonas de la Sierra de Aitana coincidentes con variaciones iniciales sobre *Mollisoles*; están caracterizados por una serie de procesos que culminan en la formación de un horizonte superficial oscuro y relativamente mullido como consecuencia de su riqueza en materia orgánica humificada: epipedón móllico.

Los *rendolls*, cuyo espesor no alcanza los 50 cm, se asientan sobre fragmentos gruesos de piedras y rocas calcáreas. Los demás subórdenes responden a los diferentes regímenes de humedad: así, los *udolls* no permanecen secos ni siquiera 90 días al año (ni 60 consecutivos); los *ustiolls* están secos durante más de 90 días al año, pero no 60 consecutivos; los *xerolls*, finalmente, se pueden ver secos más de 60 días consecutivos la mayoría de los años. Como en cualquier caso la lixiviación es ligera, el contenido de bases de estos suelos permanece elevado (S.S.S., 1998).

Los *Mollisoles* son suelos minerales que tienen un epipedión móllico, formado bajo una vegetación herbácea de gramíneas en climas templados de subhúmedos a semiáridos. Son suelos de colores oscuros en su parte superior, ricos en bases y bien estructurados. Son los suelos representativos de praderas y estepas, e incluso de enclaves hidromorfos. En otros casos pueden ser de bosque húmedo como las antiguas «Rendzinas» sobre roca caliza directamente, en suelos generalmente de montaña.

En la zona montañosa del interior, lindando con la provincia de Valencia, encontramos algunos suelos con horizontes argílicos desarrollados, de colores muy rojos y en ocasiones descalcificados, los cuales dado el régimen de humedad xérico quedan clasificados como *Rhodoxeralfs*, a nivel de Gran Grupo, en el Suborden *Xeralfs* de los *Alfisoles*

II.8.3.- CLIMATOLOGÍA.

El clima de la comarca está determinado por la situación geográfica y el relieve. Sobre él influyen las mismas condiciones de circulación y radiación que sobre el resto de la provincia, pero fuertemente modificadas por la altura y los efectos orográficos. La pendiente media de nuestras áreas forestales es del 50%.

Un breve resumen de las características dinámicas entraña la necesidad de señalar una serie de hechos de especial transcendencia.

- En primer lugar, la presencia e influjo del anticiclón de las Azores que depara sequía y cielos despejados en época estival, siendo por ello la principal causa del acusado descenso de los registros pluviométricos en esta zona, los cuales suponen al menos 2 meses de sequía estival.
- La posición a sotavento de las tierras valencianas, separadas del interior peninsular por un círculo montañoso, por lo que las masas de aire atlánticas llegan desecadas tras experimentar un proceso de föehnización.
- El contacto directo con el Mediterráneo, considerado como auténtico reservorio de aguas y calorías, y que desempeña un papel mucho más importante en el incremento de las precipitaciones de este dominio (*Gualda, 1988*).

Factores dinámicos de carácter no permanente, que han de ser tenidos en cuenta, son las bajas presiones o gotas frías en altura y las advecciones de aire frío polar continental o marítimo, causantes, las primeras, de lluvias torrenciales de fuerte intensidad horaria, en caso de encontrar las condiciones óptimas para ello, y de olas de frío, las segundas, siempre y cuando esta situación se prolongue el tiempo suficiente.

TERMOCLIMA

Para la definición de algunas clases de suelos, a diferente nivel jerárquico, de la Soil Taxonomy (*SOIL SURVEY STAFF, 1990*), se utilizan *los regímenes de temperatura*, que se caracterizan por diversos parámetros termoclimáticos, tales como la temperatura media anual (T), y la diferencia entre las temperaturas medias de verano (V), es decir de los meses de junio, julio y agosto, y de invierno (I), meses de diciembre, enero y febrero.

Concretamente para Alcoy y Alcoleja, los dos observatorios climáticos más cercanos a las zonas de estudio, los datos son los siguientes:

Tabla 2.8.3.1. TABLA DE DATOS DE TEMPERATURA. ALCOY.

	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	AÑO
T	7.5	8.2	9.9	11.9	15.5	19.7	23.5	23.6	20.4	15.3	10.8	7.7	14.5
TM	12.2	13.1	15.5	17.4	21.6	26.2	30.7	30.3	26.7	20.7	15.6	12.1	20.2
Tm	2.8	3.3	4.4	6.3	9.5	13.2	16.3	16.8	14.1	10.0	6.0	3.3	8.8
Ma	25.0	25.5	30.0	30.5	33.0	38.0	43.0	41.5	35.0	32.0	30.0	25.0	
ma	-11.0	-9.0	-5.0	-3.0	2.0	6.0	5.0	9.0	4.0	-1.0	-5.0	-8.0	

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

T: Temperatura media. TM: Media de las máximas. Tm: Media de las mínimas. Ma: Máximas absolutas. ma: Mínimas absolutas.

Tabla 2.8.3.2. TABLA DE DATOS DE TEMPERATURA. ALCOLEJA.

	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	AÑO
T	6.2	7.3	8.6	11.2	15.4	19.7	24.5	23.6	20.1	14.4	8.9	6.1	13.8
TM	9.2	10.4	11.9	14.6	18.5	23.3	28.8	27.7	23.9	17.7	11.9	8.8	17.2
Tm	3.3	4.1	5.2	7.7	12.3	16.1	20.1	19.4	16.3	11.0	5.9	3.4	10.4
Ma	25.0	20.0	22.0	25.0	30.0	34.0	38.0	40.0	34.0	28.0	20.0	18.0	
ma	-7.0	-5.0	-3.0	0.0	5.0	8.0	12.0	12.0	8.0	-1.0	-4.0	-10.0	

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

T: Temperatura media. TM: Media de las máximas. Tm: Media de las mínimas. Ma: Máximas absolutas. ma: Mínimas absolutas.

Teniendo en cuenta que la temperatura del suelo a 50 cm de profundidad es aproximadamente 1 °C más cálida que en superficie durante el invierno y 1 °C más fría durante el verano, el régimen reconocido en la zona es “*Mésico*”. Dicho régimen está definido para suelos cuya temperatura media anual está comprendida entre 8 y 15 °C; la diferencia entre la media de invierno y verano es mayor de 5 °C a una profundidad de 50 cm o sobre el contacto lítico, cuando exista a menos de 50 cm (*De la Torre-García, 1996*).

Por otra parte, la altura supone una mayor continentalidad en las temperaturas, puesto que el gradiente térmico de altura es de 0.5 °C aproximadamente. A pesar de esto, la nieve no es frecuente en las zonas de los observatorios, aunque casi todos los años caen precipitaciones sólidas y las heladas son muy frecuentes (35-50 días de escarcha en Agres a 700 m de altura), lo que impone límites a ciertos cultivos. El centro de la cuenca parece algo más cálido. En general las temperaturas medias mínimas mensuales inferiores a 0 °C son raras.

OMBROCLIMA

Las precipitaciones en general son elevadas con respecto a su entorno, pues superan siempre los 500 mm, llegando en las poblaciones más elevadas a los 800 mm (podemos suponer que en Mariola, Carrascal d'Alcoi, etc., se sobrepasa dicha cantidad). En estas condiciones, son las laderas expuestas a los vientos (N) las que presentan las mayores

precipitaciones. Éstas descienden lentamente hacia el E hasta la costa en que alcanzan los valores mínimos; hacia el S la barra montañosa Carrascal-Aitana produce un violento efecto de sombra pluviométrica, presentando a sotavento valores inferiores a los 400 mm. El centro del valle es más seco, aunque siempre con más de 500 mm, debido al parecer a su orientación S-N.

Hay dos hechos claves en la pluviometría de la zona:

1.- La existencia de fuertes precipitaciones torrenciales, típicas en el ámbito mediterráneo, ligadas a procesos de gota fría en altura, y cuya intensidad es más acusada en los meses otoñales.

2.- La frecuencia de precipitaciones continuas durante varios días, ligados en este caso a temporales húmedos de Levante, que adquieren más importancia en abril y mayo, a consecuencia de un aumento de las temperaturas en estas zonas más interiores.

El ritmo de precipitaciones presenta un mínimo muy acusado en julio-agosto, con máximo absoluto en octubre y otros secundarios en diciembre y abril.

La irregularidad de las precipitaciones es un factor de importancia; puede caer en un mes el 50% de las precipitaciones de un año (en Gorga el mes de octubre recoge el 25% de las precipitaciones anuales medidas medias de 25 años). De esto se desprende que incluso los meses más lluviosos puedan encontrarse sin precipitaciones en algunos años. En estas condiciones la potencia erosiva de las lluvias debe ser elevada.

A partir de los valores mensuales medios de temperatura y teniendo en cuenta la situación de las estaciones, se calcula la evapotranspiración potencial (ETP) por la fórmula de *Thorntwaite (1948)* y se confeccionan los balances hídricos, asignando a los suelos una capacidad de almacenamiento de agua o reserva (R) de 75 mm, cantidad que se estima necesaria para humedecer la sección de control hasta su nivel inferior.

Considerando que la sección de humedad se encuentra húmeda en todas partes cuando la reserva (R) es mayor de 125 mm, completamente seca cuando es menor de 25 mm y parcialmente húmeda cuando presenta valores intermedios, se consideran con régimen de humedad **arídico** los suelos en los que la sección de control se encuentra seca más de la mitad del tiempo en que la temperatura media (T) a 50 cm de profundidad es de 5°C. Si está seca por menos tiempo el régimen de humedad es **xérico**.

Para la localidad de Alcoy el régimen de humedad es xérico

Tabla 2.8.3.3. TABLA DE EVAPOTRANSPIRACIÓN (*THORNTHWAITE*) E ÍNDICES CLIMÁTICOS. ALCOY.

	t (°C)	P (mm)	e (cm)	b (cm)	v (cm)	ret (cm)	def (cm)	sup (cm)	e' (cm)	r (cm)	ia	ih
E	7.5	43.8	1.7	2.7	2.7	9.8	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0
F	8.2	35.9	2.0	1.6	0.2	10.0	0.0	1.5	2.0	0.7	0.0	1.9
M	9.9	45.3	3.2	1.4	0.0	10.0	0.0	1.4	3.2	1.0	0.0	1.8
A	11.9	42.7	4.5	-0.2	-0.2	9.8	0.0	0.0	4.5	0.5	0.0	0.0
My	15.5	49.6	7.4	-2.5	-2.5	7.3	0.0	0.0	7.4	0.3	0.0	0.0
J	19.7	29.4	10.7	-7.8	-7.3	0.0	0.5	0.0	10.2	0.1	0.6	0.0
Jl	23.5	11.7	14.2	-13.0	0.0	0.0	13.0	0.0	1.2	0.1	16.9	0.0
Ag	23.6	13.4	13.4	-12.0	0.0	0.0	12.0	0.0	1.3	0.0	15.6	0.0
S	20.4	47.1	9.5	-4.8	0.0	0.0	4.8	0.0	4.7	0.0	6.2	0.0
O	15.3	70.7	5.7	1.4	1.4	1.4	0.0	0.0	5.7	0.0	0.0	0.0
N	10.8	49.1	3.0	2.0	2.0	3.3	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0
D	7.7	55.9	1.7	3.9	3.9	7.2	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

t: Temperatura media. p: Precipitación media. e: Evapotraspiración potencial. b: Balance hídrico. v: Variación de la retención de agua. ret: Retención. def: Déficit. sup: Superávit. e': Evaporación real. r: Arroyada. ia: Índice de aridez. ih: Índice de humedad

Índice global: -20.0

Tipo climático: C1 B'2 d b'4

Clima Subhúmedo seco, mesotérmico, poco o nada de superavit en invierno

Índice de aridez. Martonne: 20.2 Déf. Hídrico. Gaussen: 10.3 Ind. Cont. Gorczyzsky: 23.4

Tabla 2.8.3.4. TABLA DE EVAPOTRANSPIRACIÓN (*THORNTHWAITE*) E ÍNDICES CLIMÁTICOS. ALCOLEJA.

	t (°C)	P (mm)	e (cm)	b (cm)	v (cm)	ret (cm)	def (cm)	sup (cm)	e' (cm)	r (cm)	ia	Ih
E	6.2	48.1	1.4	3.4	0.0	10.0	0.0	3.4	1.4	3.6	0.0	4.3
F	7.3	42.4	1.8	2.5	0.0	10.0	0.0	2.5	1.8	3.0	0.0	3.3
M	8.6	64.7	2.7	3.7	0.0	10.0	0.0	3.7	2.7	3.4	0.0	4.9
A	11.2	50.1	4.3	0.7	0.0	10.0	0.0	0.7	4.3	2.0	0.0	0.9
My	15.4	91.7	7.6	1.6	0.0	10.0	0.0	1.6	7.6	1.8	0.0	2.1
J	19.7	36.6	10.9	-7.2	-7.2	2.8	0.0	0.0	10.9	0.9	0.0	0.0
Jl	24.5	4.0	15.2	-14.8	-2.8	0.0	12.0	0.0	3.2	0.5	15.9	0.0
Ag	23.6	20.9	13.5	-11.4	0.0	0.0	11.4	0.0	2.1	0.2	15.0	0.0
S	20.1	61.4	9.4	-3.3	0.0	0.0	3.3	0.0	6.1	0.1	4.3	0.0
O	14.4	93.0	5.4	3.9	3.9	3.9	0.0	0.0	5.4	0.1	0.0	0.0
N	8.9	126.3	2.3	10.3	6.1	10.0	0.0	4.2	2.3	2.1	0.0	5.6
D	6.1	67.1	1.3	5.4	0.0	10.0	0.0	5.4	1.3	3.8	0.0	7.1

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

t: Temperatura media. p: Precipitación media. e: Evapotraspiración potencial. b: Balance hídrico. v: Variación de la retención de agua. ret: Retención. def: Déficit. sup: Superávit. e': Evaporación real. r: Arroyada. ia: Índice de aridez. ih: Índice de humedad

Índice global: 7.4

Tipo climático: C2 B'2 s2 b'

Clima Subhúmedo húmedo, mesotérmico, déficit importante en verano

Índice de aridez. Martonne: 29.7 Déf. Hídrico. Gaussen: 14.9 Ind. Cont. Gorczyzsky: 29.7

La tabla 2.8.3.3 es un balance hídrico completo de la localidad de Alcoy, la tabla 2.8.3.4 corresponde al de Alcoleja y la tabla 2.8.3.5 es otro balance hídrico en el cual podemos comparar los datos de Alcoy y Alcoleja con otra localidad próxima.

Tabla 2.8.3.5. **BALANCE HÍDRICO SUPONIENDO LA FORMACIÓN DE UNA RESERVA DE 100 mm.**

	Jijona		Alcoy		Alcoleja	
	DÉFICIT	SUPERÁVIT	DÉFICIT	SUPERÁVIT	DÉFICIT	SUPERÁVIT
Enero	-	-	-	39.5	-	53.4
Febrero	-	-	-	27.9	-	33.5
Marzo	-	-	-	8.3	-	19.2
Abril	-	-	-	4.6	-	7.4
Mayo	47.0	-	3.6	-	-	0.5
Junio	86.6	-	39.8	-	18.0	-
Julio	134.4	-	114.1	-	107.5	-
Agosto	124.1	-	125.4	-	115.9	-
Septiembre	66.2	-	28.9	-	51.6	-
Octubre	4.9	-	-	-	-	-
Noviembre	1.0	-	-	-	-	23.9
Diciembre	-	-	-	4.0	-	76.4
Total	464.7	-	311.8	84.3	293.0	214.3

(Bernabé, 1978)

Dados los fuertes déficits estivales dicha estación debe ser época muerta para la vegetación; las primeras lluvias otoñales se ocupan de la formación de la reserva de agua del suelo, por lo que los máximos de escorrentía corresponden a enero-diciembre (Tablas 2.8.3.6 y 2.8.3.7). Parece claro que sólo las umbrías más húmedas pueden soportar el caudal necesario para formar corrientes continuas, aunque siempre con un fuerte estiaje. Con todo, los cálculos hechos para una absorción global de 100 mm, tienen una base puramente arbitraria y sería necesario conocer las posibilidades de acumulación de agua de los suelos. De todos modos puede verse con gran claridad la fuerte diferencia con las comarcas del S, en que la escorrentía es nula, y el déficit anual asciende a cerca de 500 mm, sin que posibilite la formación de una reserva de agua superior a los 60 mm anuales. Las férreas condiciones que imponen a la agricultura estos hechos saltan a la vista (Roselló, 1965).

Tabla 2.8.3.6. **TABLA DE DATOS DE PRECIPITACIÓN (mm). ALCOY.**

	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	Año
Pm	43.8	35.9	45.3	42.7	49.6	29.4	11.7	13.4	47.1	70.7	49.1	55.9	494.6
Dm	5.0	4.9	4.9	6.9	6.3	3.9	1.5	2.4	3.9	5.2	4.6	5.7	55.2
Me	27.2	23.2	23.0	34.5	43.0	23.0	2.5	4.5	22.0	29.5	37.5	37.0	

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

Pm: Precip. Media (mm) **Dm:** Días medios de precip. **Me:** Precip. Mediana(mm) Tormentas anuales: 4.0
 Granizadas anuales: 1.0 Nevadas anuales: 1.1 Fecha media 1ª nevada: 10 Enero Fecha media última nevada: 19 Febrero

Tabla 2.8.3.7. TABLA DE DATOS DE PRECIPITACIÓN (mm). ALCOY, 1995.

1995													
	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	Año
P	2.1	50.3	105.6	15.1	36.1	60.3	1.2	26.7	26.8	10.8	25.3	42.5	402.8

Instituto Nacional de Meteorología

Pm: Precip. Total (mm).

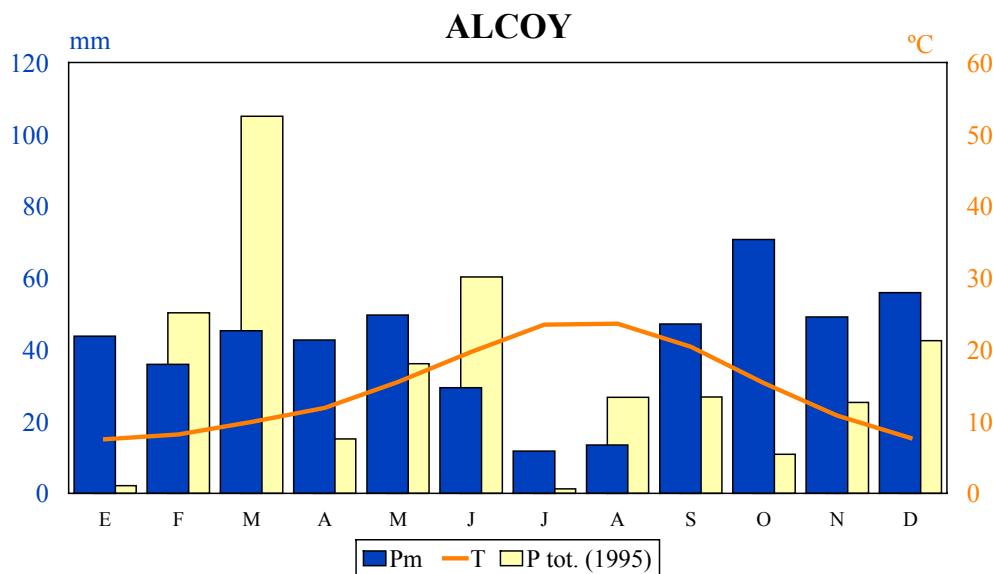


Figura 2.8.3.1. Diagrama Climático de Alcoy (1961-1990) y precipitaciones de 1995.

El estudio que se realizó en Alcoy-Cocentaina fue principalmente en 1995, y este año se registró un volumen total de precipitaciones muy similar a la media de los últimos 30 años; sin embargo la distribución de éstas en los meses del año fue muy irregular y no siempre coincidente con los valores medios de otros años. En la figura 2.8.3.1, lo podemos comprobar.

Tabla 2.8.3.8. TABLA DE DATOS DE PRECIPITACIÓN (mm). ALCOLEJA.

	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	Año
Pm	48.1	42.4	64.7	50.1	91.7	36.6	4.0	20.9	61.4	93.0	126.3	67.1	706.3
Dm	2.3	2.5	1.6	2.9	1.8	2.6	0.1	0.7	2.5	3.4	2.2	3.6	26.2

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

Pm: Precip. Media (mm)
Nevadas anuales: 1.3

Dm: Días medios de precip.

Tormentas anuales: 0.7

Granizadas anuales: 0.2

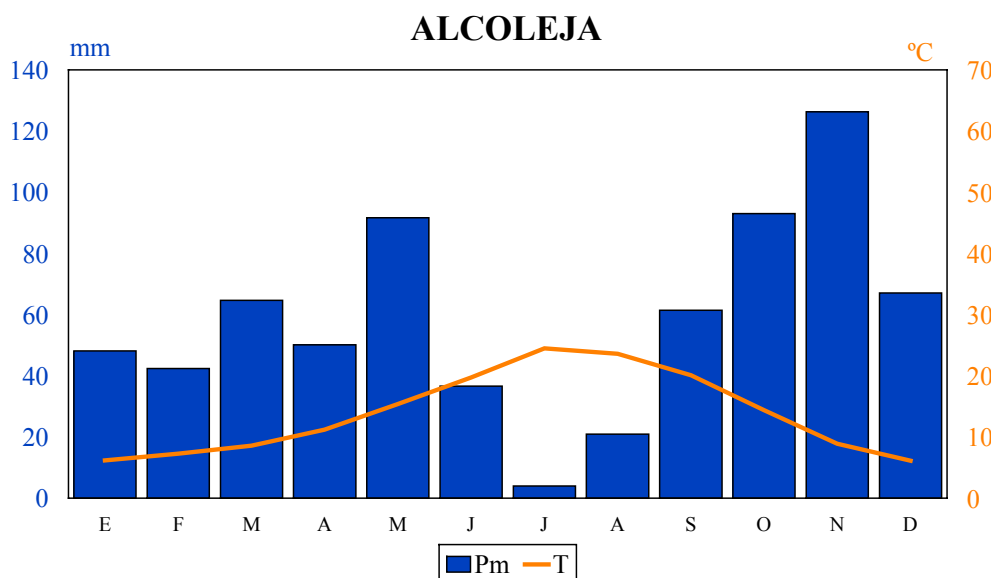


Figura 2.8.3.2. Diagrama Climático de Alcoleja

Debido a que el período que abarca el estudio de la quema controlada en la zona de la Sierra de Aitana (1998-1999), ha sido extremadamente anormal en cuanto a las precipitaciones, y dado que no se tienen datos pluviométricos de la estación de Alcoleja de estos últimos años, se solicitaron al Instituto Nacional de Meteorología los datos disponibles existentes más cercanos a la zona de estudio, siendo la estación de Tárbenas la más apropiada, y por tanto a continuación se muestran los datos de precipitación media de ésta estación y los del período de estudio, para poder contrastar la irregularidad de las precipitaciones con el fin de poder utilizarlos en la interpretación de los resultados del estudio (*Tablas 2.8.3.9 y 2.8.3.10*).

Tabla 2.8.3.9. TABLA DE DATOS DE PRECIPITACIÓN (mm). TÁRBENA.

	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	Año
Pm	89.4	70.3	77.5	66.7	70.0	18.1	5.2	16.5	76.0	127.8	85.1	123.6	826.3
Dm	4.9	4.5	5.2	7.0	6.0	2.4	0.7	1.5	3.1	5.3	5.7	6.2	52.5
Me	46.1	38.2	67.2	75.2	71.5	12.3	0.0	6.9	39.6	75.3	69.0	61.9	731.8

Atlas Climático 1961-1990. COPUT. GENERALITAT VALENCIANA

Pm: Precip. Media (mm) **Dm:** Días medios de precip. **Me:** Precip. Mediana (mm) Tormentas anuales: 2.7
 Granizadas anuales: 0.8 Nevadas anuales: 0.7 Fecha media 1ª nevada: 14 Enero Fecha media última nevada: 16 Enero

Tabla 2.8.3.10. TABLA DE DATOS DE PRECIPITACIÓN (mm). TÁRBENA, 1998-1999.

	1998												1999				
	E	F	M	A	My	J	Jl	Ag	S	O	N	D	Año	E	F	M	A
P	39.8	18.9	10.8	20.7	88.6	1.3	0.0	3.3	62.7	16.6	37.5	81.1	381.3	7.1	69.0	98.0	12.6

Instituto Nacional de Meteorología

Pm: Precip. Total (mm).

La diferencia entre los valores medios de precipitación y 1998 son muy grandes. En este año se ha producido una importante sequía. Como se puede comprobar en 1998 en la estación de Tárbenas se han registrado 445 mm menos de la media anual, lo que ha supuesto que haya llovido menos del 50% de lo normal.

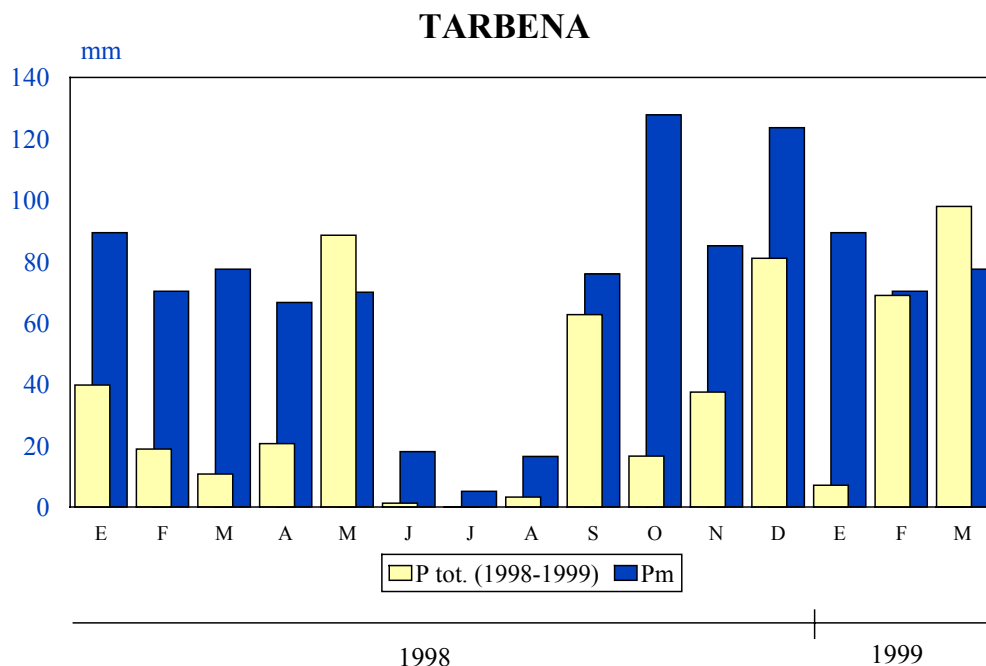


Figura 2.8.3.3. Comparación entre las precipitaciones medias (1961-1990) y las precipitaciones de 1998-1999, para la estación meteorológica de Tárbenas.

En la figura 2.8.3.3 podemos comprobar además la irregularidad de estas precipitaciones, observando por ejemplo que en Marzo de 1998 se registraron 10.8 mm, y en el mismo mes en 1999 las precipitaciones superaron los 95 mm.

II.8.4.- HIDROGEOLOGÍA.

a) LOS VALLES DE ALCOY.

Hidrogeológicamente la zona de estudio se ubica sobre cuatro subsistemas acuíferos (I.G.M.E., 1988); Subsistemas Barrancones-Carrasqueta, Solana-Almirante-Mustalla, Sierra Mariola y Sierra Segaria. El primero de ellos se engloba en el sistema acuifero Zona Sur-Prebético de Alicante y los tres restantes en el Sistema Zona Norte-Ibérica-Prebético Alicante-Valencia.

SISTEMA ZONA SUR-PREBÉTICO DE ALICANTE.

Geológicamente se caracteriza por presentar características intermedias entre el Prebético Interno y el Subbético. La dirección dominante del relieve y las estructuras geológicas son, NE-SO a ENE-OSO, si bien por los movimientos diapíricos se dan también otras direcciones aberrantes, y formas arqueadas.

Los acuíferos más importantes se encuentran en las dolomías y calizas del Cretácico Superior, las calizas arrecifales del Eoceno Medio, las calizas del Jurásico Superior, los depósitos cuaternarios y las calcarenitas y areniscas del Oligoceno y del Mioceno.

Estos acuíferos no constituyen por lo general unidades acuíferas contiguas, estando aisladas unas de otras por materiales impermeables (margas, margocalizas y arcillas).

Las arcillas con evaporitas del Trías Keuper constituyen junto con las margas neoconienses los impermeables regionales de base.

El límite septentrional, con el Sistema Norte-Ibérica-Prebético Alicante-Valencia, se establece gradualmente por el descenso porcentual de afloramientos permeables hacia el Sur.

SUBSISTEMA BARRANCONES-CARRASQUETA.

Presenta una complejidad geológica que se traduce en un comportamiento hidrogeológico, también complejo, que requiere la subdivisión del conjunto en dominios de funcionamiento similar. Sin embargo, en primera aproximación se debe distinguir entre el funcionamiento de Sierra Carrasqueta y Sierra Barrancones.

Dentro del subsistema hidrogeológico Barrancones –Carrasqueta pueden diferenciarse entre el acuífero nummulítico de edad Eoceno y el acuífero del Cretácico Superior que aflora en el monte de El Carrascal.

El **Acuífero del Cretácico Superior** presenta una extensión de 4.5 Km² y se estima que su alimentación es de 0.34 hm³/año. Si se tiene en cuenta que sus salidas suponen un volumen del orden de 6.5 hm³/año, se concluye que existe una fuerte explotación, que viene reflejada en el continuo descenso de los niveles piezométricos.

Por otra parte el **Acuífero eoceno** se alimenta exclusivamente de la infiltración de lluvia útil, que supone un volumen de 10 hm³/año. La descarga se produce por los manantiales de El Chorrador, El Molinar (regulados en la actualidad mediante sondeos) y otros de pequeña entidad, que suman un volumen total del orden de los 8 hm³/año, así como por la explotación de los sondeos existentes, que se estima en 2 hm³/año.

Dentro del subsistema, y a nivel del acuífero eoceno, existen tres sectores posiblemente desconectados del acuífero principal; el acuífero de Tibi, de Penáguila y de

Menechaor. Las entradas totales a los tres acuíferos se estiman inferiores a 1 hm³/año, alcanzando las salidas valores próximos a 1.25 hm³/año.

El total del agua subterránea utilizada en el subsistema es de 9.0 hm³/año, destinándose fundamentalmente para el abastecimiento de Alcoy, Benifallim, Penáguila y para el regadío.

La **calidad hidrogeoquímica** del acuífero cretácico es excelente, presentando residuos secos inferiores a 400 mg/L. Es, por tanto, apta para cualquier uso. La facies es bicarbonatada magnésico-cálcica.

La calidad hidrogeoquímica del acuífero eoceno, difiere de unos sectores a otros, variando los residuos secos desde valores de 230 a 470 mg/L. Las facies son del tipo bicarbonatada cálcico-magnésica (sector suroccidental) y bicarbonatada cálcica (sector noroccidental y oriental).

En el sector noroccidental las aguas presentan un alto contenido en NaCl; mientras que en el sector oriental se detecta la presencia de trazas en NO₃⁻ en el manantial del Molinar.

SISTEMA ZONA NORTE IBÉRICA-PREBÉTICO ALICANTE-VALENCIA.

Formado por alineaciones montañosas y valles del Prebético externo nororiental y una pequeña parte de alineaciones de directriz ibérica.

Hidrogeológicamente se han diferenciado nueve subsistemas, de los cuales tres están relacionados total o parcialmente con el área de estudio. Estos son: subsistemas Solana-Almirante-Mustalla, Sierra Mariola y Sierra Segaria.

Los principales acuíferos son de naturaleza carbonatada y corresponden fundamentalmente a materiales jurásicos y cretácicos; también constituyen acuíferos rocas calizas y calcodetríticas terciarias, y los materiales detríticos cuaternarios.

Los materiales impermeables están constituidos, especialmente, por arcillas con evaporitas del Triásico con facies Keuper, por margas del Neocomiense, por arcillas y margas paleógenas y por las margas blancas o azules del Mioceno (facies Tap).

El sistema presenta un límite septentrional cerrado en los sectores Manuel-Llanera de Ranes y Montesa-Mogente, y está perfectamente definido por la falla inversa que se extiende desde Fuente la Higuera hasta Xeressa, junto a las extrusiones triásicas que le acompañan y por el afloramiento triásico de Valle de Selleu.

El límite occidental es cerrado por afloramiento o subafloramiento de Keuper, según la línea Almansa-Villena-Valle del Vinalopó.

El límite meridional es cerrado; en los sectores occidental y oriental está constituido por el afloramiento o subafloramiento de Keuper (desde Sax hasta Alcoy y Castell de Castell).

El límite oriental es abierto y está constituido por el mar Mediterráneo.

Hidrogeológicamente se han diferenciado en nueve subsistemas, de los cuales en el ámbito de la zona de estudio se localizan los tres siguientes:

- Subsistema Solana-Almirante-Mustalla.
- Subsistema Sierra Mariola
- Subsistema Sierra Segaria.

En el **subsistema Solana-Almirante-Mustalla**, hidrográficamente destaca el río Serpis, que lo atraviesa entre las poblaciones de Lorcha y Villalonga, y el curso alto del Vinalopó.

El acuífero lo constituye un conjunto de dolomías cretácicas con escasas intercalaciones margosas, que no llegan a producir desconexiones hidráulicas.

El muro de la formación acuífera está formado por 250 m de margas y margocalizas del Neocomiense-Barremiense. El impermeable de techo está constituido por margas paleocenas.

Los **límites del subsistema** no están totalmente definidos. El septentrional que es el límite con el subsistema de Serra Grossa, vendría marcado por una falla inversa y extrusiones triásicas relacionadas con aquella. El límite meridional también tiene actualmente ciertas imprecisiones; en su mitad occidental está constituido por la falla inversa que limita el flanco norte del anticlinal de Mariola, y en la zona de Agres-Muro de Alcoy podría existir comunicación con el subsistema de Mariola; en la mitad oriental el límite lo determina la falla inversa que limita al Norte con el subsistema Almudaina-Alfaro-Mediodía-Segaria. El límite oriental lo constituye el acuífero detrítico de Gandía-Denia. El límite occidental está formado por el Keuper, infrayacente al acuífero de Villena.

La **alimentación del subsistema** se produce por infiltración de lluvia y por infiltración de aguas superficiales del río Serpis mediante el embalse de Beniarrés. La escorrentía subterránea es drenada por los ríos Bullens, Clariano y Serpis, extraída mediante sondeos, y el resto recarga en forma oculta el subsistema Gandía-Denia.

El **total de agua subterránea utilizada** actualmente “in situ” en este subsistema asciende a 49.0 hm³/año. También se extrae agua de este subsistema para regadío de zonas situadas en el cuaternario de Caudete y en la Plana de Gandía-Denia.

La **calidad natural** del agua subterránea es adecuada para todos los usos. Las facies químicas predominantes son las bicarbonatadas cálcicas y, en algún caso, cálcico-magnésicas. En las zonas de influencia de regadíos, se aprecia un incremento de los NO₃⁻.

El **subsistema Sierra Mariola**, orográficamente comprende toda la alineación montañosa definida por las sierras de Peñarubia, Onil, Fontanella, Menechaor, Fontfreda, Mariola y Ondoches. Abarca también la Hoya de Alcoy, donde se localizan las cabeceras de los ríos Polop y Barchell, afluentes del Serpis. En la vertiente opuesta de estos dos tiene su origen el río Vinalopó.

Hidrogeológicamente se diferencian las siguientes formaciones acuíferas:

- Dolomías y calizas con escasas intercalaciones margosas del Cretácico. El muro de la formación lo constituyen las margas del Neocomiense- Barreniense.
- Calizas micríticas y dolomías cristalinas del Jurásico Superior. El impermeable de base de esta formación, que también lo es del subsistema, está formado por materiales impermeables del Kimmeridgiense.
- Calizas bioclásticas y oolíticas y conglomerados del Terciario.
- Sedimentos cuaternarios, que alcanzan especial desarrollo y llegan a constituir acuífero en Muro de Alcoy.

Los **límites del subsistema** vienen definidos, al Norte por el cabalgamiento que pone en contacto la formación permeable con las margas del Tap (Mioceno Medio). El límite Sur lo constituye el afloramiento triásico que se extiende desde Sax a Cocentaina pasando por Onil, La Font Rotja y Alcoy. Al Este el límite está marcado por la falla de Muro de Alcoy, y al Oeste por las formaciones impermeables del Trías de Villena-Sax.

Dentro del subsistema se han diferenciado varios acuíferos, entre los que cabe mencionar: Detrítico de Muro de Alcoy, Terciario de Cocentaina y Salt-San Cristobal.

La **alimentación del subsistema** se realiza fundamentalmente por infiltración del agua de lluvia. La **descarga** se produce por bombeos netos y aprovechamiento “in situ” de manantiales, drenaje por ríos, salidas por emergencias y salidas laterales al Cuaternario de Castalla.

El balance para el año medio del período 1948-83, con extracciones referidas a 1985, indica unas entradas de 39.5 hm³/año frente a unas salidas de 40.6 hm³/año, lo que refleja una variación de almacenamiento de -1.1 hm³/año.

El **total de agua subterránea utilizada** actualmente es de 24.6 hm³/año. El destino es para diversos usos: abastecimiento urbano e industrial de núcleos dentro del propio subsistema, o fuera de él (Alicante), y abastecimiento agrícola.

La **calidad del agua subterránea** en este subsistema es en general, buena, con una mineralización relativamente baja, con residuo seco generalmente comprendido entre 200 y 400 mg/l. Se trata de aguas de facies bicarbonatada cálcica.

El **subsistema Sierra Segaria** comprende las sierras de Almudiana, Aforada, Alfaro, Carrasca, Fontilles, Mediodía y Segaria.

La formación acuífera la constituyen las calizas y dolomías del Aptiense-Albiense y Cretácico Superior.

El muro del acuífero lo constituyen las margas y margocalizas del Barremiense. Las margas y margocalizas del Mioceno Medio (Tap) constituyen el techo del acuífero.

Los **límites del subsistema** vienen marcados al Norte, por el límite meridional del subsistema Solana-Almirante-Mustalla; al Este por el subsistema acuífero de gandía-Denia; al Oeste por la falla Cocentaina-Benilloba-Penáuila; y al Sur por la falla inversa que limita con la Sierra del Peñon y que debe poner en contacto a la formación acuífera con los materiales impermeables del Barremiense y/o Keuper.

El subsistema está formado por dos acuíferos: **Almudaina-Mediodía y Segaria**. Las zonas de estudio se encuentran localizadas en las proximidades del primero de ellos. En éste, se detecta un importante descenso hiperanual a partir del año 1978, siendo el descenso acumulado en estiaje hasta el año 1984 del orden de 30 m. El acuífero no está sobreexplotado pero tiene respuestas inmediatas frente a los cambios climatológicos, debido a su baja inercia.

La **alimentación del subsistema** se produce casi exclusivamente por la infiltración del agua de lluvia (47 hm³/año medio). Las **descargas** se producen en el sector oriental, hacia los ríos Girona y Racons, hacia el subsistema de Gandía-Denia y por bombeos. Otras salidas se producen por emergencias ligadas a pequeños acuíferos, desconectados del principal, que totalizan una escorrentía de 9 hm³/año.

El balance medio del subsistema para el período 1948-83, con extracciones referidas a 1985, indica unas entradas por infiltración de lluvia y excedentes de riego, que totalizan 48 hm³/año. Las salidas se desglosarían en: 10 hm³/año correspondientes a bombeos y aprovechamiento de manantiales, 29 hm³/año alimentación lateral al acuífero de la Plana de Gandía-Denia, que en parte se drenan por los ríos Racons y Girona, y los 9 hm³/año que son drenados por emergencias ligadas a pequeños acuíferos.

El total del **agua subterránea utilizada** “in situ” actualmente en este subsistema es de 2.78 hm³/año, y es destinada al abastecimiento urbano, industrial y agrícola.

La **calidad natural del agua subterránea** es buena para cualquier uso. Su facies típica es bicarbonatada cálcico-magnésica, salvo en el borde oriental, donde el contacto con las aguas de la marjalera de Pego, salinizadas, da lugar a la evolución de la facies a clorurada-sódica.

b) LA SIERRA DE AITANA.

El acuífero de Sierra Aitana constituye junto al Serrella-Aixorta el subsistema Aitana-Serrella-Aixorta. Éste, comprende las sierras de Serrella, Aixorta, Almedía y Aitana.

ACUÍFERO SIERRA DE AITANA

Incluye desde el punto de vista orográfico, la Sierra de Aitana, de directriz oeste-este y pequeñas estribaciones de esta Sierra.

La Sierra de Aitana constituye la cabecera de los ríos Sella, Amadorio, Fraños y Guadalest.

La estructura general de Sierra Aitana corresponde a la de un anticlinal calizo eoceno, de dirección oeste-este, dentro de un gran sinclinal cuyos flancos serían las sierras de Realet y Ponocho, al Sur, y la Peña Martí, al Norte. Coronado las cotas más elevadas de la Sierra y paralela a ésta existe una falla normal, que hunde el bloque meridional.

Los dos niveles acuíferos principales corresponden a las calizas grises del Cenomaniense-Turonense, que reposan sobre una base impermeable formada por margas y margocalizas del Albiense-Cenomaniense, y a las calizas organógenas blancas del Eoceno Medio, cuyo impermeable de base corresponde al Eoceno Inferior arcilloso.

Los **límites de la unidad** vienen definidos:

- Al Norte, por el impermeable de base margoso del Albiense-Cenomaniense, que aflora al Sur de la Sierra de Serrella.
- Al Este, por el Trías de Altea y en su extremo suroriental por el impermeable de base Cretácico.
- Al Sur, por el impermeable de base Cretácico de la vertiente meridional de las Sierras de Realet y Ponocho y en su extremo suroriental por el Trías de Finestrat.
- Al Oeste, por un conjunto de fallas que constituyen el límite del acuífero.

El **acuífero cretácico** presenta dos sectores (meridional y septentrional) de comportamiento diferente. La descarga del acuífero en el sector meridional se realiza por unos manantiales cercanos a La Nucia y Polop, y supone un volumen de 3 a 6 hm³/año. En la zona de emergencias existe una infraestructura de captación de importante capacidad. No obstante, problemas judiciales en relación con la afección a los caudales de las surgencias, han dado lugar al equipamiento de los sondeos para rendimientos del orden del 10% de sus posibilidades (100 L/seg).

Las salidas del acuífero cretácico en el sector meridional de la Sierra de Aitana, suponen un volumen de 6 a 10 hm³/año.

El sector septentrional del acuífero cretácico no debe presentar conexión hidráulica con el acuífero Serrella-Aixorta, pues entre ambas unidades aflora, en casi la totalidad del límite, el impermeable de base.

El **acuífero eoceno** viene limitado al Este y Noreste por afloramientos del impermeable de base del Eoceno Inferior arcilloso a los que hay que sumar los materiales, también margosos, del Senoniense. Por el Noroeste, una falla normal pone en contacto las calizas del acuífero eoceno con potentes materiales margosos del Mioceno y Oligoceno. Por el Oeste, el límite viene también definido por fallas normales.

La alimentación del acuífero procede de la infiltración directa del agua de lluvia, que supone un volumen anual medio de 2 a 2.5 hm³. La lluvia útil que cae dentro del subsistema, sobre materiales impermeables, se transforma en escorrentía superficial saliente y supone un volumen de 1 a 2 hm³/año.

Las salidas por manantiales, suman en conjunto un volumen de 2.5 hm³/año, repartidos entre 5 surgencias situadas a cotas entre 400 y 472 m. (s.n.m).

Las precipitaciones tienen una respuesta casi inmediata (días) en la piezometría, hecho que pone en evidencia el elevado grado de fracturación y carstificación del acuífero en la zona central y septentrional.

Se **utiliza un volumen hídrico medio** de procedencia subterránea del orden de 3.23 hm³/año, de los que 0.55 hm³/año se destinan para el abastecimiento urbano y el volumen restante se utiliza fundamentalmente para el regadío de cultivos hotofrutícolas.

Las captaciones se realizan por aprovechamiento directo de manantiales en Sella y zona de Guadalest y por bombeo en sondeos y pozos en la zona de La Nucia-Polop.

La **calidad química del agua subterránea** ha permanecido constante desde las primeras determinaciones realizadas para la red en Noviembre de 1976.

El agua presenta facies hidroquímica, bicarbonatada cálcica con salinidades muy constantes comprendidas entre 200 y 220 mg/L. (*I.G.M.E., 1986*).

II.8.5.- VEGETACIÓN.

a) LOS VALLES DE ALCOY.

Las laderas expuestas al N, que reciben mayores precipitaciones, disponen de un medio bioclimático más húmedo y se forma, por encima de los mil metros, un bosque climax muy característico dominado por un Quejigo (*Quercus faginea ssp. valentina*) acompañado de Encinas (*Q. Ilex ssp. ilex*), Fresnos (*Fraxinus ornus*), Arces (*Acer opalus*) y algún ejemplar de

Tejo (*Taxus baccata*), sobre un sotobosque denso con Durillo (*Viburnum tinus*) laurifolio, Onónides (*Ononis aragonensis*), Genista (*Genista patens*), algún rosál, Hiedras (*Hedera helix*), Madreselvas (*Lonicera etrusca*), etc. En el sotobosque la pequeña Violeta de la montaña media mediterránea (*Viola willkommii*). Esta formación sirve de transición entre el bosque mixto y el encinar de las partes bajas y las solanas (Rigual, 1972).

Actualmente, el piso mixto que sólo se conserva en la Font Roja, gracias a las prohibiciones de talar árboles que se han impuesto desde antiguo, ha desaparecido casi por completo de las laderas N de Mariola, Serra dels Plans, Aitana, la Serrella, etc. En la Serreta del Dubots aún quedan residuos (fresnos, arces) entre el encinar degradado. Del encinar quedan los topónimos pues ha sido sustituido por el pinar de Pino Carrasco (*Pinus halepensis*) sobre matorral de Aliaga (*Ulex parviflorus*), Romero (*Rosmarinus officinalis*), Genista scorpius y la Manzanilla de las montañas (*Santolina chamaecyparissus*), con manchas de Coscoja (*Quercus coccifera*) y algún ejemplar de Lentisco (*Pistacia terebinthus*) y Palmito (*Rhamnus alaternus*). En los márgenes de caminos, bordes del bosque, etc., el Arayano (*Prunus spinosa*) y el Majuelo (*Crataegus monogynia*) fueron objeto de recolección para su venta. Las pequeñas surgencias hacen proliferar el esbarcer cuyos frutos aún desaparecen cuando están cerca de los caminos.

En los canales de los barrancos la Zarzamora (*Rubus ulmifolius*) forma densas masas entretejidas acompañadas de Juncos (*Juncus sp*), Chopos (*Populus alba*) y algún Olmo (*Ulmus minor*), aunque últimamente los chopos cultivados proliferan por todos los lechos, especialmente en los meandros del Riu d'Alcoi. Las vertientes margosas de los barrancos adquieren los tonos pardos de la Aulaga (*Genista scorpius*), que parece adaptarse bien a la tendencia al deslizamiento de estos materiales. En el río, los cultivos de chopos han alcanzado un considerable desarrollo en los lechos de inundación, en el resto, los juncos, las Mentas (*Mentha aquatica*, *Mentha sylvestris*) se mezclan con la gran cantidad de plantas, algunas extrañas, resultado de la germinación de semillas traídas por la corriente, Melisa (*Melissa officinalis*) e incluso algún ejemplar de Estramonio (*Datura stramonium*), fuertemente tóxico.

b) LA SIERRA DE AITANA.

La Sierra de Aitana, y más específicamente, la zona próxima a la Font de Partagás, puede quedar englobada dentro del grado de vegetación esclerófilo-montano-submediterráneo, presentando grados montanos a modo de fragmentos reliécticos.

Aquí se puede encontrar el grado mixto *Quercus Lusitanica-Acer monspesulanum granatense*, sobre todo en las zonas de altitud superior a los mil metros, y en zonas de umbría más húmedas y orientadas al Norte y Noroeste. Como elementos más representativos encontramos algunas especies de fagáceas (*Quercus lusitanica*, *Quercus ilex* ssp. *rotundifolia*), arces (*Acer opalus*), tejos (*Taxus baccata*) y otras especies como *Crataegus monogyna*.

Un elemento importante es el fresno (*Fraxinus ornus*), que aparece en umbrías entre altitudes comprendidas desde los novecientos a mil doscientos metros. En las zonas más altas

la subvariante con *Fraxinus ornus* se pone en contacto con elementos del grado mixto, pero en las zonas más bajas, más térmicas, está acompañada con especies indicadoras del grado *Quercus ilex*, entre ellas *Arbutus unedo*, *Quercus coccifera*, *Lonicera implexa* y diversas especies del género *Cistus* (Rigual, 1984).

Sin embargo, por acción antrópica y otras (incendios), las etapas seriales disclimáticas del grado *Quercus Lusitanica-Acer monspesulanum granatense* son las más extendidas en la zona de estudio en cuestión, apareciendo como grandes manchas de matorrales. En este subgrado de matorral de montaña encontramos especies como *Daphne gnidium*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Brachypodium phoenicoides*, *Rosa agrestis*, *Marrubium* sp., *Phlomis lychnitis*, *Festuca* sp., *Inula viscosa*, *Erinacea anthyllis* y de forma abundante, sobre todo en la zona de estudio, *Ulex parviflorus*, formando un tupido aulagar.

*III.- MATERIAL Y
MÉTODOS*

III.- MATERIAL Y MÉTODOS.

III.1.- INTRODUCCIÓN.

El desarrollo experimental que ha dado lugar a esta memoria de tesis doctoral, se podría estructurar en tres partes.

La primera es un estudio planteado para evaluar las modificaciones físico químicas en suelos que habían sido afectados por un incendio forestal. Este estudio es el que dio lugar inicialmente a mi memoria de licenciatura y que posteriormente, tras un análisis más profundo y exhaustivo de los resultados que se obtuvieron, expongo como primer bloque experimental de mi Tesis. Se escogió, tras una evaluación previa de diferentes zonas de la provincia afectadas por incendios forestales, una superficie localizada entre los límites comarcales de Alcoy y Cocentaina, entendiéndose que la zona seleccionada era lo suficientemente heterogénea en su orografía, como para conseguir evaluar cuales eran los parámetros que experimentaban alteraciones más significativas.

La segunda parte experimental de esta memoria, se ha centrado en la realización de una quema controlada de una parcela de 1500 m² de zona forestal (la especie predominante era *Ulex parviflorus*), situada en el término municipal de Benifato, en la Sierra de Aitana. Esta quema se realizó en marzo de 1998, en colaboración con la Consellería de Medio Ambiente. La parcela es de propiedad privada y la quema controlada ya se iba a realizar por intereses en la zona concreta.

Se realizaron previamente análisis de suelo de la parcela, antes de la quema controlada. Después se procedió a la quema (previa realización de un cortafuegos alrededor de la parcela), y bajo el control y supervisión de bomberos forestales, con el fin de que no existiese riesgo alguno. Se tomaron datos durante el incendio tales como temperaturas alcanzadas tanto en la vegetación como en el suelo a diferentes profundidades, velocidad de propagación del fuego, datos climáticos, etc. Inmediatamente después del incendio, se volvieron a tomar muestras para la realización de los análisis de suelos.

Posteriormente a la quema se ha realizado un seguimiento sobre la evolución de los parámetros que consideramos más relevantes para comprender la recuperación del suelo.

La tercera parte del experimento consistió en la aplicación de un lodo compostado proveniente de una depuradora de aguas residuales, con dos dosis de aplicación. Un tratamiento con 3 kg/m² y otro de 5 kg/m². El compost fue analizado previamente, para comprobar que no presentaba ningún elemento tóxico para el ecosistema, así como un análisis microbiológico. La mejora de las propiedades del suelo y por tanto la aceleración de la regeneración de la cubierta vegetal son los principales objetivos de esta parte de la investigación. En otros estudios, ya se ha demostrado el efecto favorable que simplemente la aplicación de un compost de lodo tiene para disminuir las tasas de erosión, ya que el impacto de las gotas de lluvia queda amortiguado por éste (*Sort et al, 1996*).

III.2.- LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ZONAS DE ESTUDIO.

En las cuatro figuras siguientes se detalla la localización concreta de las zonas de estudio.

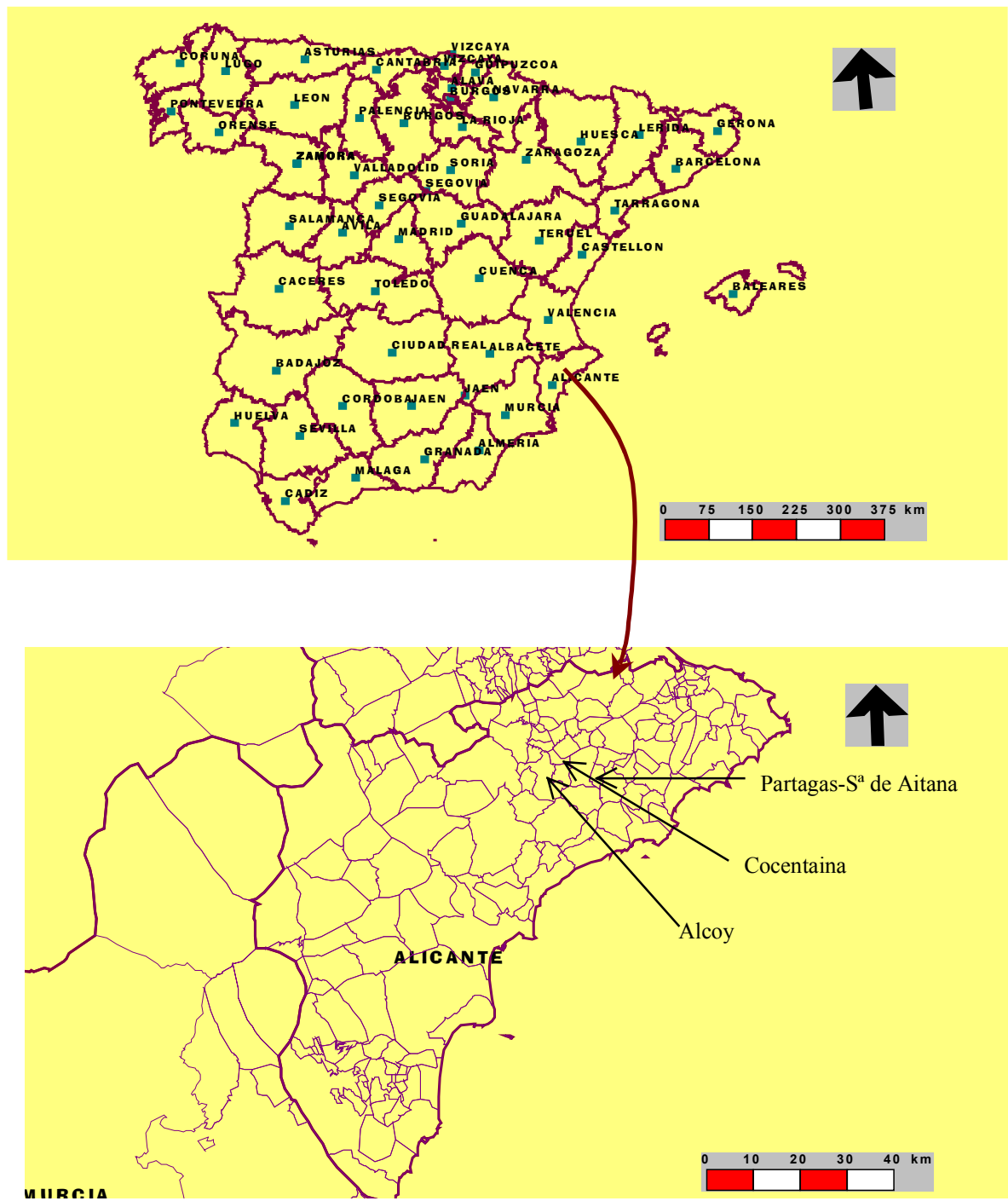


Figura 3.2.1.- Localización geográfica de las zonas de estudio.

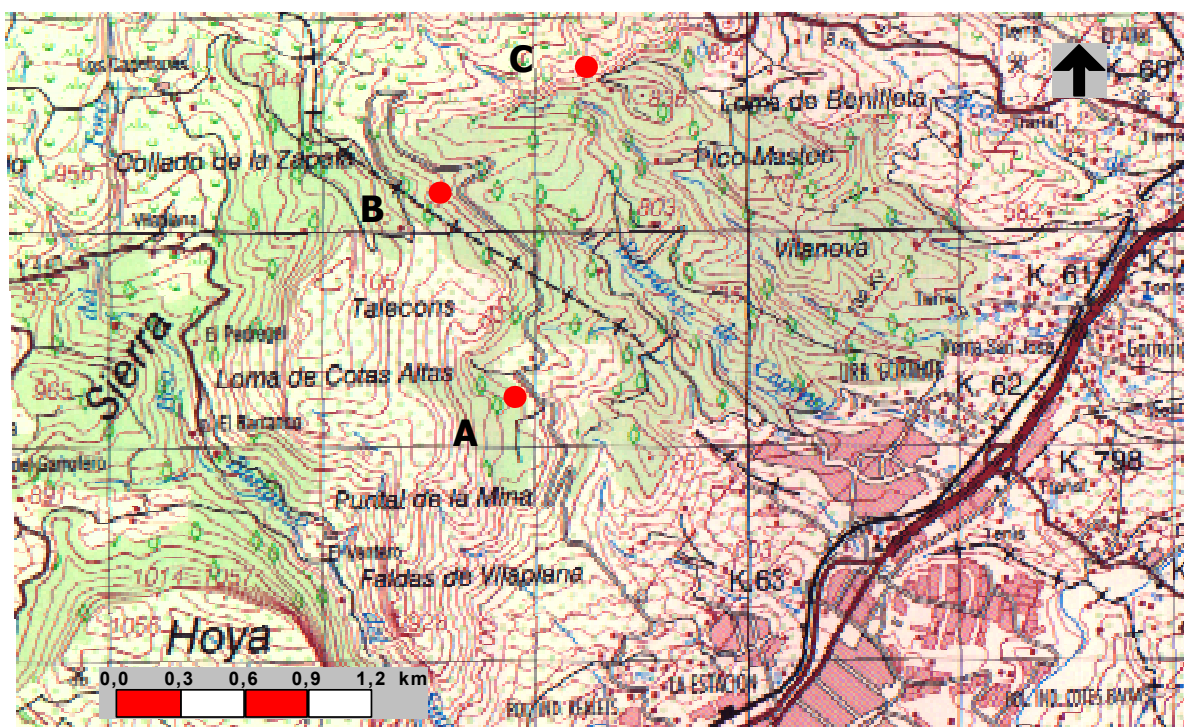


Figura.3.2.2. Localización en el mapa de las zonas de estudio (A, B y C) en el incendio de Alcoy-Cocentaina.

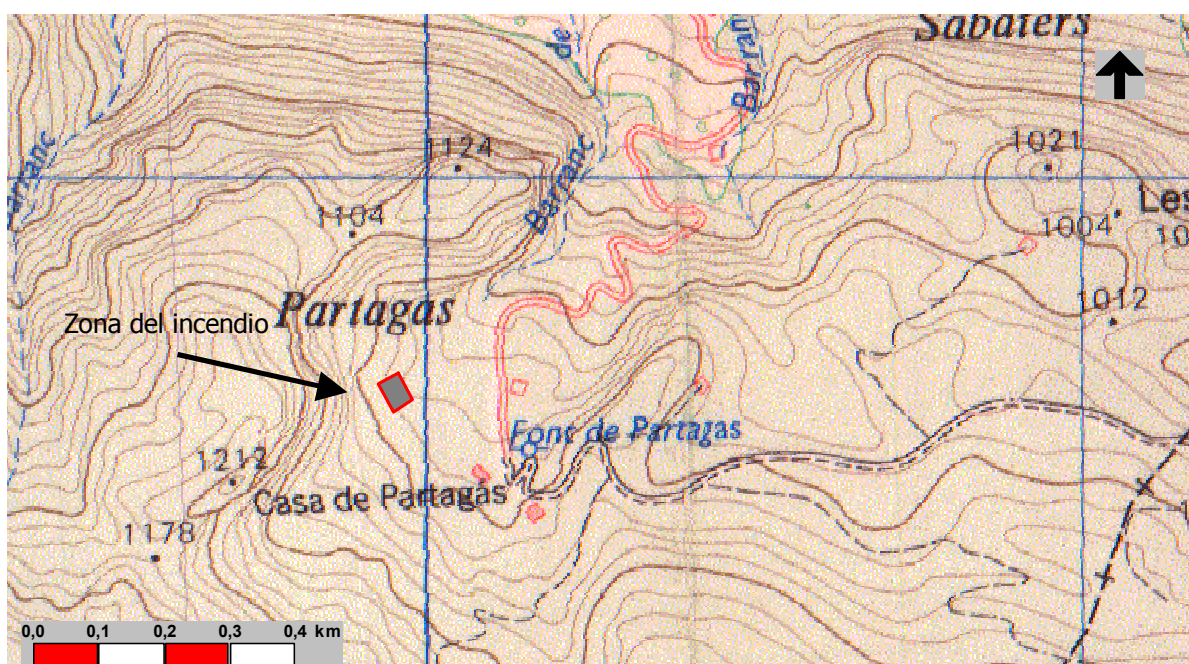


Figura.3.2.3. Localización en el mapa de la parcela donde se realizó la quema controlada y el posterior estudio.

III.3.- INCENDIO DE ALCOY-COCENTAINA.

Se seleccionaron tres zonas de muestreo (A, B y C), todas en lindes del incendio, con el motivo de poder tener referencias o blancos de muestras de suelos no afectadas por el fuego. En la siguiente tabla se muestra la localización exacta mediante coordenadas UTM.

Tabla 3.3.1.- COORDENADAS GEOGRÁFICAS DE LAS TRES ZONAS DE ESTUDIO EN EL INCENDIO DE ALCOY-COCENTAINA.

		Coordenadas UTM, huso 30, Hemisferio Norte		Altitud
Zona	Nombre	X (m)	Y (m)	Z (m)
A	<i>Serrelles</i>	718.900	4.289.230	820
B	<i>Talecons</i>	718.560	4.290.180	890
C	<i>Mustec</i>	719.250	4.290.780	840

III.3.1.- DESCRIPCIÓN CONCRETA DE LAS ZONAS DE MUESTREO (incendio de Alcoy-Cocentaina).

La **Zona A** es una ladera de gran pendiente, y tanto su parte afectada por el incendio como la que no, se encuentran en la misma ladera. En esta zona el incendio debió ser de tipo aéreo, es decir, afectando a la cubierta vegetal pero sin penetrar en el horizonte más superficial del suelo. Esta zona presenta una gran densidad de pinos en la parte control (no quemada), que se mantiene en la superficie afectada por el incendio

En la **Zona B**, el linde del incendio está delimitado por un camino forestal. Dentro de esta zona, la parte quemada es de bancales abandonados, antiguamente en producción, y existía una gran población de matorral. En cuanto a pinos presentaba menos densidad de éstos que en la zona A y diversos grupos de encinares. La control (no quemada) es una vaguada en una ladera de montaña de gran pendiente, y con abundancia de pinos. En esta zona, y como se podrá comprobar y demostrar con los resultados de algunos de los parámetros determinados en los análisis, el incendio tuvo una mayor intensidad y llegó a afectar directamente al suelo, penetrando en las primeras capas de éste.

La **Zona C** es una ladera de montaña, pero con poca pendiente. El linde también es un camino forestal, pero tanto la parte quemada, como la no afectada, son de características orográficas similares. La diferencia entre las dos partes es la vegetación, mucho más densa en la parte quemada en cuanto a pinos y también en cuanto a matorral, con respecto a la parte control, un poco más pobre en vegetación. En esta zona el tipo de incendio pensamos que fue similar al de la zona A, es decir, de tipo aéreo.

III.3.2.- DATOS DEL INCENDIO (Alcoy-Cocentaina).

Los datos disponibles del incendio en cuestión son los siguientes:

Inicio: 21/08/94 a las 16:50h; Extinción: 22/08/94 a las 20:00h.

Hectáreas afectadas: 380 ha (285 has de zona arbolada y 95 has de zona no arbolada).

(datos Consellería de Medio Ambiente).

Causas del incendio: Desconocidas.

Características de la zona: Bosque típico mediterráneo; principalmente Pino carrasco (*Pinus halepensis mill.*), Romero (*Rosmarinus officinalis l.*), etc.

III.3.3.- TOMA DE MUESTRAS.

El primer muestreo se realizó seis meses después del incendio, y a partir de entonces se fueron llevando a cabo periódicamente cada cuatro meses. En total 4 muestreos: (6, 10, 14 y 18 meses después del incendio).

En cada una de estas tres zonas se recogieron muestras de suelo quemado y muestras de suelo control (no afectado por el incendio).

En las zonas quemadas se han tomado muestras a 3 profundidades diferentes:

1- Cenizas; profundidad: entre **0-1 cm**. Clave **C**.

2- Suelo superficial: entre **1-4 cm**. Clave **S**.

3- Suelo en profundidad: entre **4-15 cm**. Clave **P**.

En las zonas control se han cogido muestras a 2 profundidades diferentes:

1- Suelo superficial: entre **0-4 cm**. Clave **S**.

2- Suelo en profundidad: entre **4-15 cm**. Clave **P**.

Clave de muestras:

C = Cenizas.

S = Superficial.

Q = Suelo quemado.

P = Profundidad.

Co = Suelo control.

El motivo de tomar muestras a profundidades diferentes, es para poder determinar mediante el estudio e interpretación de parámetros analíticos idóneos, en qué medida ha podido el fuego afectar, directa o indirectamente, al suelo. De todas maneras, se trata de horizontes edáficos superficiales que van a ser en definitiva los que se verán más afectados por el fuego (*Hosking, 1938; Kutiel & Naveh, 1987*).

Los parámetros analizados en cada una de las muestras son los siguientes: Textura (Arena, Limo y Arcilla), Agregados Estables, Color, pH, Conductividad eléctrica, Materia orgánica, Nitrógeno, Fósforo asimilable, Carbonatos, Caliza activa, Macronutrientes (Na, K, Ca y Mg).

También se realizaron fotografías por microscopía electrónica de algunas muestras de suelo, para tener una comprobación visual de la distinta degradación estructural que el suelo ha experimentado en las diferentes zonas y como resultado de la distinta tipología de los fuegos sufridos.

III.3.4.- CARACTERIZACIÓN INICIAL DE LOS SUELOS ESTUDIADOS DE ALCOY-COCENTAINA.

Tabla 3.3.4.1.- CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS INICIALES DE LOS SUELOS DE ALCOY-COCENTAINA.

Suelo	pH	C.E ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CO_3^{2-} (%)	Cal.A. (o/oo)	Mat.O. (g/kg)	N (g/kg)	P (mg/kg)	A.E. (%)	Na (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
Sup.A-verde	7.48	412	44.4	118	65.6	3.4	5.80	82	0.051	0.417	5.15	0.492	53	36	11
Prof.A-verde	7.61	385	44.5	126	40.1	2.9	3.60	82	0.063	0.297	5.76	0.475	52	35	13
Sup.A-quemado	7.90	459	45.1	132	59.6	4.5	13.8	86	0.085	0.473	5.11	0.538	52	36	12
Prof.A-quemado	8.12	303	44.6	129	39.2	2.8	4.40	81	0.060	0.189	5.44	0.484	51	32	17
Sup.B-verde	7.32	313	54.3	121	70.4	2.5	8.10	87	0.056	0.244	5.27	0.126	53	38	9
Prof.B-verde	7.56	260	55.2	126	19.1	1.1	5.40	81	0.051	0.154	4.59	0.104	54	35	11
Sup.B-quemado	7.52	393	56.9	122	33.4	2.2	19.7	81	0.076	0.356	5.19	0.180	55	37	8
Prof.B-quemado	7.40	273	55.3	123	38.0	2.0	5.10	73	0.073	0.214	4.78	0.129	57	34	9
Sup.C-verde	7.14	490	49.3	136	22.3	1.2	3.00	62	0.026	0.198	5.55	0.165	62	33	5
Prof.C-verde	7.39	395	48.3	129	18.0	0.8	2.00	68	0.016	0.134	6.11	0.148	65	29	6
Sup.C-quemado	7.60	605	48.6	132	40.2	3.3	17.5	89	0.049	0.420	6.24	0.281	65	31	4
Prof.C-quemado	7.55	355	47.6	126	34.7	1.6	5.20	80	0.038	0.262	5.79	0.198	67	27	6

Valores medios de todos los análisis realizados en el 1^{er} muestreo

(21/02/95).

Suelo A: *Typic Calcixeroll* **Suelo B:** *Typic Calcixeroll* **Suelo C:** *Typic Xerorthent. Keys to Soil Taxonomy, (S.S.S., 1998)*

Tabla 3.3.4.2.- DETERMINACIÓN DEL COLOR (MUNSELL) DE LOS SUELOS DE ALCOY-COCENTAINA

Suelo	Color Munsell (Suelo seco)	Color Munsell (Suelo húmedo)
Sup.A-verde	10YR 5/3 Dull Yellowish Brown	10YR 3/3 Dark Brown
Prof.A-verde	10YR 5/4 Dull Yellowish Brown	10YR 3/4 Dark Brown
Sup.A-quemado	10YR 4/3 Dull Yellowish Brown	10YR 2/3 Brownish Black
Prof.A-quemado	10YR 4/3 Dull Yellowish Brown	10YR 3/2 Brownish Black
Sup.B-verde	10YR 6/2 Grayish Yellow Brown	10YR 5/3 Dull Yellowish Brown
Prof.B-verde	10YR 7/2 Dull Yellow Orange	10YR 6/4 Dull Yellow Orange
Sup.B-quemado	10YR 6/2 Grayish Yellow Brown	10YR 4/2 Grayish Yellow Brown
Prof.B-quemado	10YR 7/2 Dull Yellow Orange	10YR 5/2 Grayish Yellow Brown
Sup.C-verde	2.5 Y 7/2 Grayish Yellow	2.5Y 6/3 Dull Yellow
Prof.C-verde	2.5Y 6/2 Grayish Yellow	2.5 Y 5/3 Yellowish Brown
Sup.C-quemado	2.5Y 3/3 Dark Olive Brown	2.5Y 3/2 Brownish Black
Prof.C-quemado	2.5Y 5/3 Yellowish Brown	2.5Y 3/3 Dark Olive Brown

III.4.- QUEMA CONTROLADA DE BENIFATO (PARTÁGAS-SIERRA DE AITANA).

En la siguiente tabla se muestra las coordenadas en proyección UTM de la zona de estudio donde se delimitó la parcela experimental objeto de estudio en la Sierra de Aitana.

Tabla 3.4.1.- COORDENADAS GEOGRÁFICAS DE LA PARCELA EXPERIMENTAL DE LA SIERRA DE AITANA

		Coordenadas UTM, huso 30, Hemisferio Norte		Altitud
Zona	Nombre	X (m)	Y (m)	Z (m)
S ^a de Aitana	Partagás	739.960	4.282.680	1035

III.4.1.- DESCRIPCIÓN CONCRETA DE LA ZONA DE ESTUDIO

Datos generales

Superficie: 1500 m².

Orientación: NE.

Vegetación: Aulagar de edad aproximada de 20 años y una biomasa de 25 t/ha. Las principales especies presentes son: *Ulex parviflorus*, *Brachypodium phoenicoides*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogina*, *Rapistrum rugosum*, *Rosa agrestis*, *Cistus albidus*, *Phlomis lychnitis*, *Thymus sp.*, *Rapistrum monogina*, *Euphorbia sp.*, *Inula viscosa*, *Urtica sp.*, *Brachypodium retusum*, *Plantago sp.*, *Pinus halepensis*, *Verbascum sp.*, *Quercus ilex rotundifolia* y *Quercus coccifera*.

III.4.2.- CARACTERIZACIÓN INICIAL DEL SUELO.

Tabla 3.4.2.1.- CARACTERIZACIÓN INICIAL DEL SUELO (PARTAGÁS-AITANA).

Suelo	Arena %	Limo %	Arcilla %	pH	C.E. (μS/cm)	CO ₃ ²⁻ %	Cal A. o/oo	A.E. %
Sup. (0-4 cm)	41	53	6	7.05	252	50.0	103	86
Suelo	Mat O. (g/kg)	N Kjeldahl (g/kg)	P asimilable (mg/kg)	Na (g/kg)	K (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	
Sup. (0-4 cm)	69.9	4.4	2.7	0.034	0.240	7.11	0.242	
Suelo	Color Munsell (Suelo seco)		Color Munsell (Suelo húmedo)					
Superficial (0-4 cm)	10YR 5/2 Grayish Yellow Brown		7.5 yr 3/2 Brownish Black					

Valores medios de todos los análisis realizados en el muestreo (23/03/98)

Clasificación del Suelo: *Haploxeroll Cálcico. Keys to Soil Taxonomy, (S.S.S., 1998).*

III.4.3.-DATOS DE LA QUEMA CONTROLADA.

Fecha de la quema: 24/03/98.

Existen diferentes métodos para estudiar el comportamiento del fuego en quemas controladas, métodos que permiten cuantificar la intensidad lineal del frente de llamas, el tiempo de residencia de éstas en el suelo, las temperaturas alcanzadas en cualquier punto que se estime oportuno (termopares, calorímetros, pinturas sensibles al calor, mínimo diámetro de ramas,..), etc.

Hay que decir que las quemas controladas, en la mayoría de las ocasiones se hacen forzando las condiciones naturales de avance del fuego y para tener una mayor seguridad, se suelen realizar quemando en franjas que pueden hacerse desde la cota superior a la inferior, o en sentido lateral. En nuestro caso y debido a las condiciones meteorológicas, orográficas y de seguridad en cuanto al número de bomberos y personal especializado, se pudo realizar desde la cota inferior de la parcela a la cota superior, dejando que el fuego, una vez iniciado el conato, se propagase de manera natural y en el sentido de avance lógico (ver secuencia fotográfica de la quema).

Nosotros pretendíamos tener algunos datos referentes al comportamiento del fuego, por lo que se tomaron datos atmosféricos y datos del suelo previos a la quema como temperatura y humedad. Se midió la velocidad de propagación del fuego por dos motivos principalmente, estimar el tiempo de residencia del fuego en contacto con el suelo y poder calcular la intensidad lineal de éste mediante la fórmula de Byram, ya que es la más empleada. También se optó por medir las temperaturas durante el incendio mediante 4 series de termopares distribuidos por la parcela y a diferentes profundidades: a 60 cm por encima de la superficie del suelo, sobre la superficie y a 5 cm de profundidad.

a) Datos atmosféricos.

Temperatura seco: 15.5 °C.

Temperatura húmedo: 11.25 °C.

Viento: 11.67 km/h. Direc: NE.

b) Datos del suelo antes de la quema.

Temperatura (a 0 cm): 15.33 °C.

Temperatura (a -5cm): 12.28 °C.

Humedad (0-5 cm): 21.0 %.

c) Localización de los termopares y orientación de la parcela.

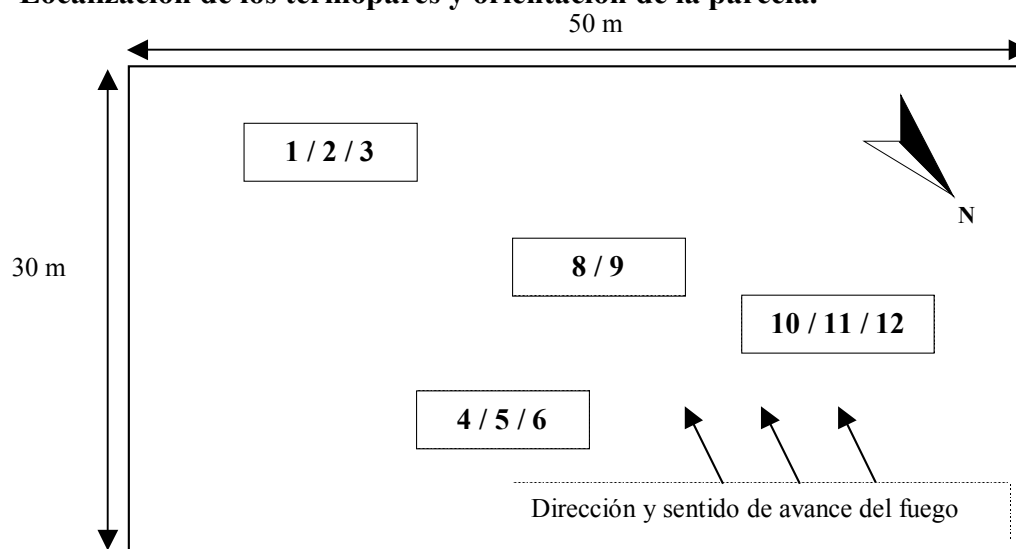


Figura 3.4.3.1. Esquema de la parcela donde se muestra la posición de los termopares (1,2,3...,12), la orientación y la dirección y el sentido de avance del fuego.

d) Comportamiento del fuego.

Hora inicio: 13:40h; Hora finalización: 13:49h

Velocidad media de propagación: 0.172 m/s

Calor de combustión: 21.050 J g⁻¹. Intensidad: 9051.5 kW m⁻¹ (Byram, 1959)

e) Registros de temperatura.

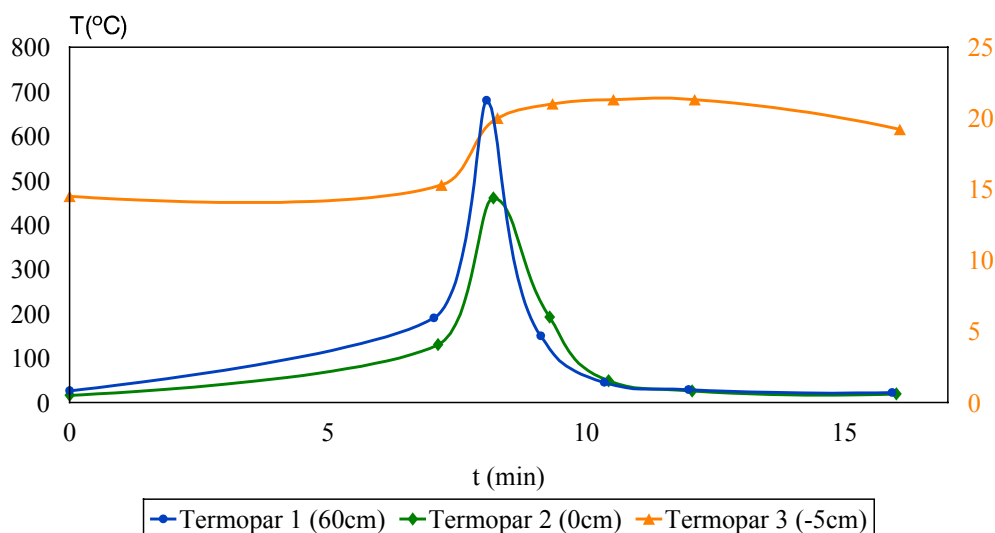


Figura 3.4.3.2. Temperaturas registradas en función del tiempo. Primer grupo de termopares. Los datos del termopar 3 están representados en la escala derecha (Y2).

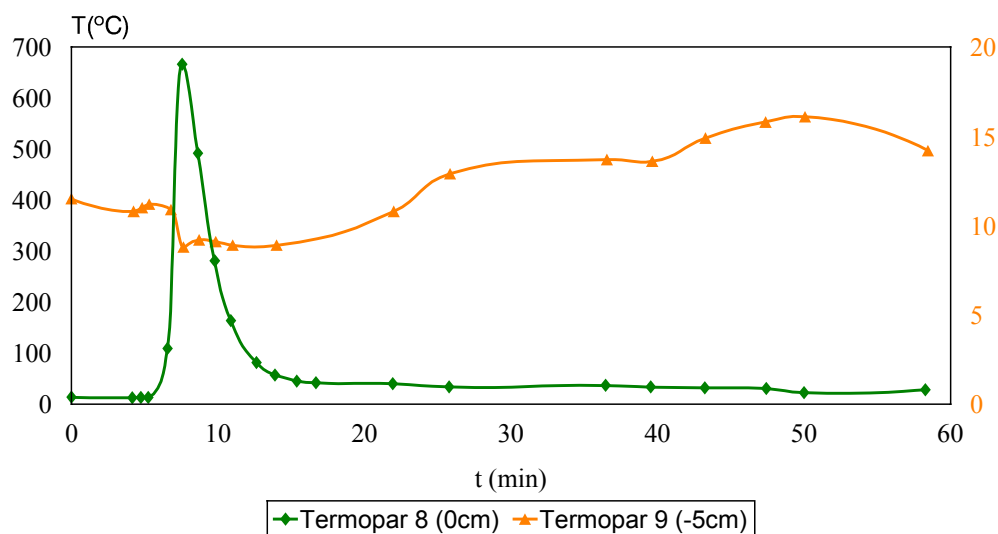


Figura 3.4.3.3. Temperaturas registradas en función del tiempo. Segundo grupo de termopares. Los datos del termopar 9 están representados en la escala derecha (Y2).

En este segundo grupo de termopares, el correspondiente a 60 cm de altura (termopar 7) falló, y por este motivo en esta gráfica sólo están incluidos los registros de temperaturas de los termopares 8 (0 cm) y 9 (-5 cm).

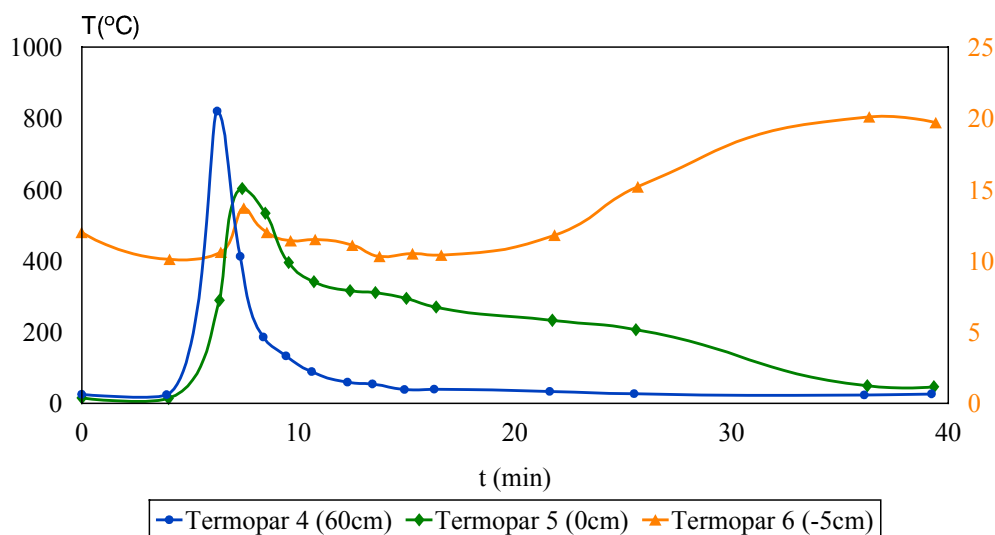


Figura 3.4.3.4. Temperaturas registradas en función del tiempo. Tercer grupo de termopares. Los datos del termopar 6 están representados en la escala derecha (Y2).

Se puede observar que, a pesar de ser muy baja la elevación de la temperatura del suelo a 5 cm de profundidad, en algunos casos, hay un aumento a los pocos minutos de haber pasado el fuego.

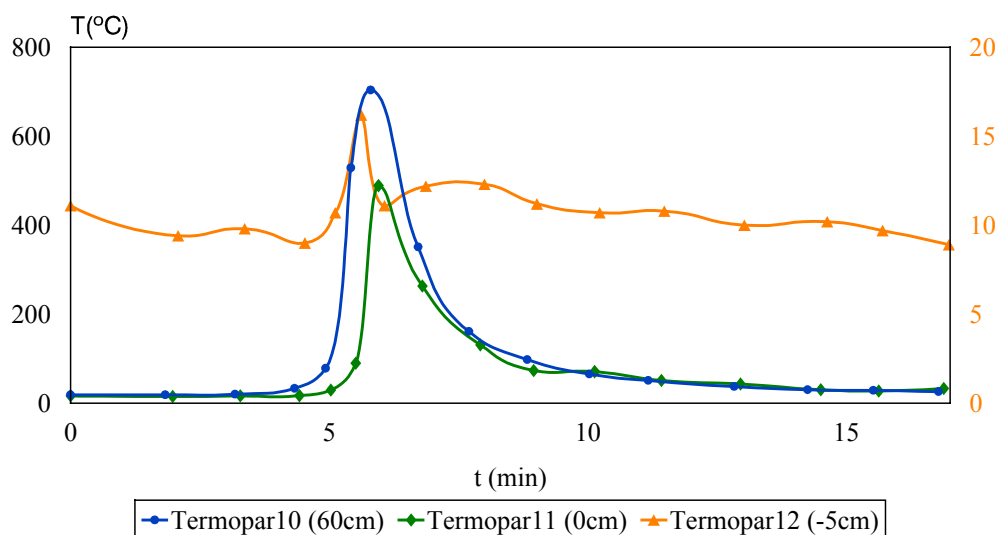


Figura 3.4.3.5. Temperaturas registradas en función del tiempo. Cuarto grupo de termopares. Los datos del termopar 12 están representados en la escala derecha (Y2).

Aparentemente, el fuego produjo un alto grado de combustión en la cubierta vegetal, sin embargo el suelo no resultó directamente muy afectado por el calor, ya que la humedad que presentaba en el momento del incendio era elevada, y es éste uno de los factores que van a condicionar principalmente la elevación de la temperatura por el paso de las llamas a lo largo del perfil del suelo (Valette, et al., 1994; Baeza et al., 1997). Además la velocidad de propagación del fuego fue alta, lo que supuso un tiempo de residencia de las llamas relativamente bajo.

Las temperaturas máximas medidas a 60 cm de altura (en la vegetación), superaron los 800°C; en la superficie del suelo también se registraron altas temperaturas, superando en algún caso los 700°C. Sin embargo a 5 cm de profundidad, no se produjo un incremento excesivo de la T^a , ya que no se superaron los 22 °C. La velocidad media de propagación del fuego fue relativamente alta (0.172 m/s).

f) **Secuencia fotográfica de la quema controlada** (la diferencia temporal entre imágenes es de 1 minuto).



III.4.4.- APLICACIÓN DEL LODO COMPOSTADO.

A los 4 meses de la realización de la quema controlada se delimitaron dentro de la parcela quemada 6 subparcelas de 35 m² cada una (P₁,...P₆), similares en cuanto a pendiente, estado del suelo y grado de regeneración de la cubierta vegetal.

A las parcelas P₁ y P₆, no se les aplicó ningún tratamiento y corresponden al tratamiento T₀. Las parcelas P₂ y P₅ fueron tratadas con una aplicación de lodo compostado de 3 kg/m², es decir, tratamiento T₃, y las parcelas P₃ y P₄ fueron tratadas con la dosis más alta, 5 kg/m², tratamiento T₅.

El lodo compostado se aplicó sólo superficialmente y sin ningún tipo de movimiento en el suelo, con el fin de facilitar su aplicación en el caso de obtener resultados que aconsejen el uso de estas prácticas en un futuro, en otras zonas afectadas por el fuego. El compost proviene de la E.D.A.R (*Estación Depuradora de Aguas Residuales*) de Aspe (Alicante). Las características de la enmienda orgánica se muestran en la *tabla 3.4.6.1*

III.4.5.- TOMA DE MUESTRAS.

Se realizaron dos muestreos antes de la quema controlada. Uno 4 meses antes y el otro un día antes. Tras la quema se realizó un muestreo el día después, y periódicamente en función de la actividad que esperábamos del suelo y de las condiciones climatológicas. Los muestreos eran más frecuentes en épocas en las que los cambios físico-químicos y biológicos en el suelo iban a ser más rápidos. Tras el muestreo del día posterior, los demás se realizaron con una periodicidad de 20-30 días.

En total se realizaron 13 muestreos en los que se determinaron los siguientes parámetros analíticos: Textura (Arena, Limo y Arcilla), pH, Conductividad eléctrica, Materia orgánica, Nitrógeno kjeldahl, Nitratos, Amonio, Fósforo asimilable, Carbonatos, Caliza activa, Macronutrientes (Na, K, Ca y Mg), Agregados Estables, Color, Carbono de la biomasa, Hongos viables, Bacterias viables, y concretamente para las determinaciones microbiológicas se realizaron además de éstos, 5 muestreos más en días consecutivos, con el fin de comprobar la variabilidad temporal y de intentar establecer una correlación entre estos parámetros con la humedad del suelo y la temperatura, por tanto el total de muestreos para las determinaciones microbiológicas fue de 18.

Tras la aplicación de los tratamientos con lodo compostado los cuatro primeros muestreos fueron cada 20-30 días, y posteriormente, los dos últimos, cada 2 meses.

En un principio se tomaban muestras a dos profundidades diferentes: superficiales (0-4 cm) y en profundidad (4-15 cm), además de muestras de cenizas. Tras los primeros ensayos después de la quema, y observando que las alteraciones sólo se producían en las muestras superficiales, se optó por tomar a partir de entonces muestras de suelo superficial. Las

muestras de cenizas sólo se pudieron tomar en los dos primeros muestreos posteriores al incendio, puesto que por efecto eólico se perdió en poco tiempo la cubierta de cenizas.

Tabla 3.4.5.1.- CALENDARIO DE MUESTREOS Y ACCIONES EN LA PARCELA DE INVESTIGACIÓN DE AITANA.

FECHA	ACCIÓN	FINALIDAD	DÍA
<i>11 Diciembre 1997</i>	Muestreo 1	Análisis total	0
<i>23 Marzo 1998</i>	Muestreo 2	Análisis total	102
<i>24 Marzo 1998</i>	INCENDIO	Investigación de efectos	103
<i>25 Marzo 1998</i>	Muestreo 3	Análisis total	104
<i>14 Abril 1998</i>	Muestreo 4	Análisis total	124
<i>4 Mayo 1998</i>	Muestreo 5	Análisis total	144
<i>25 Mayo 1998</i>	Muestreo 6	Análisis microbiológico	165
<i>26 Mayo 1998</i>	Muestreo 7	Análisis microbiológico	166
<i>27 Mayo 1998</i>	Muestreo 8	Análisis microbiológico	167
<i>28 Mayo 1998</i>	Muestreo 9	Análisis microbiológico	168
<i>29 Mayo 1998</i>	Muestreo 10	Análisis microbiológico	169
<i>6 Julio 1998</i>	Muestreo 11	Análisis total	207
<i>27 Julio 1998</i>	Muestreo 12	Análisis total	228
<i>28 Julio 1998</i>	APLICACIÓN DE TRATAMIENTOS	Investigación de efectos	229
<i>19 Agosto 1998</i>	Muestreo 13	Análisis total	251
<i>16 Septiembre 1998</i>	Muestreo 14	Análisis total	279
<i>11 Octubre 1998</i>	Muestreo 15	Análisis total	304
<i>15 Noviembre 1998</i>	Muestreo 16	Análisis total	339
<i>17 Enero 1999</i>	Muestreo 17	Análisis total	402
<i>14 Marzo 1999</i>	Muestreo 18	Análisis total	456

Clave de muestras:

.....
A = Antes de la quema controlada.

D = Después de la quema.

S = Muestra de suelo superficial (0-4 cm).

P = Muestra de suelo en profundidad (4-15 cm).

Co = Muestra de suelo control.

T_0 = Tratamiento de 0 Kg/m².

T_3 = Tratamiento de 3 Kg/m².

T_5 = Tratamiento de 5 Kg/m².

P_1 = Parcela 1; P_2 = Parcela 2; P_3 = Parcela 3; P_4 = Parcela 4; P_5 = Parcela 5; P_6 = Parcela 6.

III.4.6.- CARACTERIZACIÓN DEL LODO COMPOSTADO.

Tabla 3.4.6.1. CARACTERIZACIÓN DEL LODO COMPOSTADO.

Humedad (%)	Mat Org. (g/Kg)	N (kjeldahl) (g/Kg)	P (g/Kg)	Na (g/Kg)	K g/Kg	Ca g/Kg	Mg g/Kg
38.3	350.1	18.7	11.3	0.60	2.98	45.44	3.53
Fe g/Kg	Al g/Kg	Mn ppm	Cu ppm	Zn ppm	Ba ppm	Sr ppm	
2.43	7.43	163	62	345	235	829	
B ppm	Cr ppm	Cd ppm	Ag ppm	Li ppm	Pb ppm		
90	12	3.1	5.1	1.5	32		
Análisis microbiológico							
Hongos viables U.F.C./g lodo seco	Bacterias viables U.F.C./g lodo seco	Coliformes U.F.C./g lodo seco	Streptococos U.F.C./g lodo seco	Salmonella-Shigella			
45.10 ³	63.10 ⁶	6.10 ²	0	Negativo			

III.5.- MÉTODOS ANALÍTICOS.

En este apartado se describen brevemente los métodos analíticos empleados para la realización de los análisis, tanto del suelo, cenizas, como del lodo utilizado en el experimento. Los métodos detallados se muestran en los apéndices correspondientes dentro del apartado VII.2.

III.5.1.- TEXTURA.

Para el experimento con los suelos de Alcoy-Cocentaina, esta determinación se realizó con un densímetro tipo **Bouyoucos**, basándonos en que la densidad de una suspensión depende de la cantidad suspendida, pudiendo evaluar la variación de dicha densidad con el tiempo y relacionarla con la velocidad de deposición y tamaño de las partículas suspendidas (*Primo & Carrasco, 1980*).

Para ello tomamos 50 g de suelo seco, dispersándolo en batidora con disolución de hexametáfosfato sódico y enrasando a un litro en probeta. Con el densímetro efectuamos lecturas en su escala de flotación a los tiempos de 40 segundos y 120 minutos, determinando a partir de éstas, el porcentaje de las fracciones de arena, arcilla y limo. (*Apéndice VII.2.1a*).

En el caso de los suelos de Partagás- Aitana, se decidió utilizar el método de la pipeta de **Robinson** (*Kilmer & Alexander, 1949*), ya que tras algunos experimentos realizados en el laboratorio sometiendo el suelo a calentamientos en horno mufla, tuvimos la necesidad de emplear un método más preciso y además es más adecuado para la determinación de la textura en suelos con altos contenidos de materia orgánica.

Cuando se deja sedimentar una suspensión de suelo, todas las partículas que tienen un diámetro medio superior a 20μ y que se encuentran, al comienzo de la sedimentación, en la capa superior de 10 cm, pasan a capas inferiores en cuatro minutos y cuarenta y ocho segundos, a 20°C , quedando en suspensión en dicha capa superior, al cabo de ese tiempo, únicamente el limo y la arcilla. Por otra parte, las partículas de tamaño medio superior a $2\mu\text{m}$, de dicha capa superior, pasan a capas inferiores en el transcurso de ocho horas a partir del comienzo de la sedimentación.

Por ello, puede conocerse el contenido de arena, limo y arcilla de un suelo, dejando sedimentar durante esos tiempos una suspensión del mismo y determinando la cantidad de limo y arcilla contenidas en la suspensión, o en partes alícuotas de la misma, tomadas con una pipeta.

La forma y dimensiones de la pipeta utilizada han sido normalizadas, para que los resultados obtenidos en el análisis tengan la necesaria validez universal.

Antes de esta determinación hay que dispersar los agregados de partículas. Además, para mantener las partículas en suspensión es necesario, previamente, destruir la materia orgánica del suelo y evitar la floculación de la arcilla, añadiendo hexametáfosfato sódico y elevando el pH. (*Primo & Carrasco, 1980*). (*Apéndice VII.2.1b*).

III.5.2.- MEDIDA DE AGREGADOS ESTABLES.

Los métodos basados en la energía disruptiva de gotas de agua se han desarrollado principalmente en estudios sobre la erosión y degradación de suelos. En este caso, y dado que la energía de las lluvias torrenciales es una de las causas más generales de erosión, se ha considerado este tipo de medida como muy adecuada. No obstante, no siempre las medidas van encaminadas a un estudio sobre la erosión. *Griffiths & Jones (1965)* describen un procedimiento basado en suministrar una serie de gotas de agua sobre un agregado hasta conseguir su ruptura. La altura, el tamaño y el número de gotas definen la energía necesaria para la ruptura del agregado. El mismo fundamento se ha aplicado posteriormente (*Imeson & Vis, 1984*).

Los procedimientos basados en la llamada "lluvia artificial" se han desarrollado modernamente de modo más general. *Epema & Riezebos (1983)* han estudiado la dinámica de las gotas de agua, según la altura, en relación con la velocidad y la energía de dichas gotas. En base a estos trabajos, se han diseñado simuladores de lluvia para uso en el campo (*Marston, 1982*) o en laboratorio (*Benito et al., 1986*). Con ellos se puede llegar a medir la proporción de suelo en agregados de un tamaño superior al establecido, que queda estable después de una lluvia cuyas características en cuanto a cantidad, intensidad y energía sea conocida (270 J/m^2) (*Roldán et al., 1994*).

Esta determinación, se considera adecuada como parámetro indicativo del nivel de degradación potencial de suelos, siempre y cuando se tenga en cuenta que el resultado de la aplicación de éste método es exclusivamente un parámetro de resistencia física frente a la lluvia (*Mataix Solera et al., 1999c*). (Apéndice VII.2.2).

III.5.3.- DETERMINACIÓN DEL COLOR DE LOS SUELOS.

El color es un magnífico indicador de las propiedades del suelo en el área mediterránea, por ejemplo para evaluar la capacidad de drenaje en el suelo. También se puede utilizar para cuantificar el contenido mineral del suelo, en cuanto a óxidos de hierro (*Torrent, 1998*).

Para la determinación del color de los suelos se han empleado las tablas Munsell de colores (*Macbeth Division of Kollmorgen Corporation, 1975*).

III.5.4.- pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.

La medida del pH, se realiza en una suspensión de suelo en agua desionizada con una relación de 1:2.5 (p/V). En otra suspensión acuosa, relación 1:5 (p/V) se realiza la medida de conductividad (*M.A.P.A., 1986*). La diferencia en el valor del pH en estas condiciones respecto al método de la pasta saturada es de 0.4 unidades. Sin embargo, el método propuesto resulta mucho más operativo por su rapidez y economía de medios.

III.5.5.- DETERMINACIÓN DE CARBONATOS TOTALES Y CALIZA ACTIVA.

Los carbonatos se establecieron por la reacción de éstos con ácido clorhídrico en un dispositivo cerrado y medida del volumen de CO_2 desprendido, mediante un calcímetro tipo Bernard, pues en condiciones de presión y temperatura constantes, el volumen de gas producido es proporcional al contenido calizo del suelo (*Porta et al., 1986*).

La caliza activa se determina mediante una extracción con oxalato amónico 0.2 N en relación 1/100 (p/v). Alícuotas de dicho extracto se someten al procedimiento descrito para los carbonatos. Estas dos medidas se ponen en relación con la reacción de carbonato cálcico

puro, por lo que se denominan medida del carbonato total y de la caliza activa equivalente. (Apéndice VII.2.3).

III.5.6.- DETERMINACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA OXIDABLE.

La determinación de la materia orgánica oxidable se basa en la utilización de dicromato potásico en medio sulfúrico como oxidante, valorando el exceso de éste con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr). El carbono orgánico oxidable se determina por retroceso o diferencia entre el dicromato original y el valorado con la sal de Mohr (*Walkley & Black, 1934*). La materia orgánica del suelo se obtiene indirectamente mediante la consideración de que el 58% de la materia orgánica es carbono (*Primo & Carrasco, 1980*). (Apéndice VII.2.4).

III.5.7.- DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO KJELDAHL.

Se utiliza el método Kjeldahl para determinar el nitrógeno orgánico y el que se presenta en la fracción mineral como ión amonio conjuntamente. Este método se basa en una digestión, por vía húmeda en medio sulfúrico, de la muestra, para mineralizar el nitrógeno orgánico a ión amonio. Posteriormente se realiza la destilación del ión en medio alcalino, factorándose a continuación con ácido clorhídrico de normalidad conocida (*Bremner & Britenbeck, 1983*). (Apéndice VII.2.5).

III.5.8.- DETERMINACIÓN DE NITRATOS.

Los nitratos del suelo han sido determinados tras su extracción del suelo con una solución saturada de sulfato de calcio y posterior lectura en ultravioleta (*Sempere et al., 1993*). El extracto obtenido se mide en espectrofotómetro en el UV mediante un barrido entre las longitudes de onda 190 y 280 nm. El método utiliza la segunda derivada (*Simal et al., 1985*). (Apéndice VII.2.6).

III.5.9.- DETERMINACIÓN DE AMONIO.

La determinación del amonio en un suelo se realiza mediante la extracción del mismo con KCl 2M y se basa en la formación de azul de indofenol por reacción de los iones amonio tratados con una disolución de NaClO y fenol, en presencia de nitroprusiato que actúa como catalizador (*Keeney & Nelson, 1982*). Después se mide la absorbancia a 636 nm. (Apéndice VII.2.7).

III.5.10.- DETERMINACIÓN DE Na, K, Ca Y Mg.

Para la estimación de los iones Na, K, Ca y Mg se utiliza una extracción con acetato amónico 1N a pH 7 (*Knudsen et al., 1982*). La determinación se realiza mediante espectroscopía de absorción atómica para el Ca y Mg y de emisión atómica para Na y K (*Whiteside & Milner, 1984*). (*Apéndice VII.2.8*).

III.5.11.- DETERMINACIÓN DE FÓSFORO ASIMILABLE.

Se utiliza el método de Burriel-Hernando para el análisis de fósforo asimilable en el suelo. Esta metodología está especialmente recomendada por su gran sensibilidad para suelos calizos de pHs alcalinos. Una vez realizada la extracción, se determina el fósforo mediante la formación de un compuesto fosfomolibdico que es reducido en presencia de ácido ascórbico, en medio ácido, con medición por colorimetría a 825 nm (*Diez, 1982*). (*Apéndice VII.2.9*).

III.5.12.- DETERMINACIONES MICROBIOLÓGICAS.

El método más extendido para obtener recuentos de microorganismos en el suelo está basado en la siembra de diluciones de la muestra objeto de estudio, en medios de cultivo contenidos en placas Petri. Los microorganismos proliferan y dan lugar a colonias que pueden ser reconocidas individualmente. Aunque el método no esta exento de inconvenientes debido al desconocimiento de los requisitos nutritivos para gran parte de los microorganismos del suelo, sigue utilizándose en todo tipo de estudios (*Wollun, 1982; Olsen & Bakken, 1987; Parkinson & Coleman, 1991*).

a) RECUENTO DE BACTERIAS VIABLES.

La estima de la población de bacterias viables se determinó mediante siembra y recuento en placa con un medio de cultivo inédito (SEX, Torrella, comunicación personal) que se caracteriza por ser bajo en compuestos carbonados. El medio se esteriliza en autoclave a 121 °C durante 21 minutos. Las muestras de suelo se siembran en fresco inmediatamente después de haber sido tomadas.

Los recuentos se llevan a cabo pasados 5 días. Por regla general se consideran las diluciones en las que aparezca un número de colonias comprendido entre 50 y 200. Los resultados se expresan como la media de las tres réplicas referidas a gramos de suelo en peso seco. (*Apéndice VII.2.10a*).

b) RECUENTO DE HONGOS VIABLES.

La estima de propágulos fúngicos viables se determinó mediante siembra y recuento en placa con Agar Rosa de Bengala suplementado con cloranfenicol (0.05%).

Todo el proceso de siembras microbiológicas se realiza en cámara de flujo laminar. (Apéndice VII.2.10b).

c) DETERMINACIÓN DE BACTERIAS COLIFORMES TOTALES.

Para la determinación de bacterias coliformes totales en el lodo se pesan 10 g de muestra en un vaso de precipitado y se añaden 90 mL de agua peptonada estéril. Se mantiene en agitación agitador magnético durante dos horas. Se toma 1 mL de la parte superior del contenido del vaso y se hace una batería de diluciones seriadas hasta 10^{-7} . Se siembra en un medio específico para coliformes (Agar-VRB). Las placas se cultivan a 37 °C en un incubador. (Apéndice VII.2.10c).

d) DETERMINACIÓN CUALITATIVA DE SALMONELLA-SHIGELLA.

Este método es sólo cualitativo. Se basa en sembrar 1 mL del extracto de compost 10^{-1} en caldo de enriquecimiento Rapaport (Merck). Se cultiva 24 h a 37 °C. Pasado este tiempo de cultivo, se siembra por estría con asa nicrom en placa con medio Salmonella-Shigella.

Las colonias de gérmenes Lactosa-negativos son incoloras y las de Lactosa-positivos son rosadas hasta rojas. Las colonias de microorganismos formadores de H₂S presentan un centro negro.

e) DETERMINACIÓN DE STREPTOCOCCOS.

De la dilución del extracto de compost elegida, se siembra por extensión 0.1 mL en placa con medio Slaznetz-Bartley agar (Oxoid). Se cultiva 24-48 h a 37 °C y se cuenta el número de colonias.

f) DETERMINACIÓN DEL CARBONO DE LA BIOMASA.

En primer lugar hay que matizar que existen numerosísimas metodologías para cuantificar las *actividades microbiológicas* del suelo, tales como la medida de la respiración, contenido en ATP, liberación de calor, actividad deshidrogenasa, nitrificación, fijación de nitrógeno, etc. Para nuestro estudio hemos optado por determinar la biomasa de carbono, ya que es una medida muy representativa de la actividad de los microorganismos en el suelo, pues ellos utilizan los substratos como fuente de carbono y energía con la consiguiente formación de biomasa microbiana.

En segundo lugar matizar que las medidas de actividad microbiológica del suelo, en concreto de la biomasa de carbono, expresan únicamente la biomasa de microorganismos que habitan el suelo, ya que este tipo de medidas se llevan a cabo bajo condiciones de laboratorio sobre muestras de suelo homogéneas, tamizadas sin animales ni plantas visibles, los cuales son eliminados.

En contraste, el término *actividad biológica* implica las actividades metabólicas de todos los organismos del suelo, incluyendo microorganismos, animales y plantas, los cuales no son objeto del presente estudio.

El término biomasa microbiana edáfica se usa para describir la población microbiana del suelo. Cuando los suelos están cerca de unas condiciones estables con respecto al contenido total de materia orgánica, la biomasa microbiana representa cerca del 2-3 % del carbono orgánico total en suelos agrícolas, forestales y pastizales (*Jenkinson & Ladd, 1981a; Powlson & Jenkinson, 1981; Anderson & Domsch, 1989*). En suelos donde la materia orgánica varía debido a entradas tales como lodos de depuradora, la biomasa microbiana cambia más rápidamente que la cantidad total de carbono orgánico presente en el suelo (*Powlson et al., 1987*). La biomasa microbiana es por tanto un temprano indicador de cambios en las condiciones del suelo, mucho antes que los cambios en el carbono orgánico total.

Existen varios métodos para estimar la biomasa microbiana del suelo. Algunos se basan en el marcaje y conteo de células microbianas (*Babiuk & Paul, 1970; Trolldenier, 1972; Paul & Johnson, 1977; Söderström, 1977; Torsvik & Goksoyr, 1978*), en el uso de parámetros fisiológicos tales como el ATP, la respiración y liberación de calor (*Anderson & Domsch, 1978; Sparling, 1981; Van der Werf & Verstraete, 1979; Sparling & West, 1988*), o en la aplicación de técnicas de fumigación (*Shen et al., 1984; Jenkinson & Powlson, 1976a, 1976b, 1980; Brookes et al., 1985; Vance et al., 1987a, 1987b, 1987c; Joergensen et al., 1990*).

Entre los diversos métodos disponibles, los más ampliamente utilizados son los métodos de fumigación con cloroformo: fumigación-incubación (*Chaussod & Nicolardot, 1982; Jenkinson & Powlson, 1976b*) y fumigación-extracción (*Brookes et al., 1982, 1985; Sagar et al., 1981; Vance et al., 1987*). Usualmente se utiliza el cloroformo como fumigante porque rompe la mayoría de células de forma efectiva, además es fácil de eliminar del suelo. Actualmente el método de fumigación-extracción es el más empleado por su simplicidad y precisión. El método más usado para medir la biomasa de carbono se basa según lo descrito por Brookes et al., 1985.

Existen ventajas y desventajas con todos estos métodos e incluso limitaciones. Por ejemplo la técnica de fumigación-incubación presenta limitaciones con suelos ácidos con $\text{pH} < 5$ o con aquellos que han recibido recientes enmiendas orgánicas. El método de fumigación-extracción es más apropiado para suelos ácidos o aquellos que presentan substratos orgánicos.

En este estudio, la biomasa de carbono de los microorganismos edáficos se ha estudiado según el método de fumigación-extracción con cloroformo de **Jenkinson y Powlson (1976) adaptado por Brookes, 1985 y Vance et al., 1987**. Este método también ha sido propuesto por algunos autores como el método más adecuado para la medida de biomasa microbiana en suelos afectados por el fuego (*Díaz-Raviña et al., 1992*).

El método está basado en la fumigación del suelo con cloroformo y posterior extracción de la materia orgánica muerta con sulfato potásico y determinación del carbono de biomasa con el micrométodo espectrofotométrico del dicromato. El cloroformo rompe las membranas celulares de los microorganismos y de esta forma el material celular puede ser extraído del suelo. El método es detallado en el correspondiente apéndice (*Apéndice VII.2.10d*).

III.5.13.- DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA (W.H.C. Water Holding Capacity).

La capacidad de retención de agua de un suelo (W.H.C.- Water Holding Capacity), se corresponde con el máximo de agua que el suelo puede retener en las condiciones en que su drenaje esté libremente asegurado, es decir, es la cantidad de agua retenida por el suelo cuando éste está saturado al 100 %.

Esta capacidad de retención dependerá de la porosidad, y más exactamente de la microporosidad y porosidad capilar del suelo y, por tanto, de la textura y estructura. Por ello, un suelo arcilloso tendrá una capacidad de retención mayor que un suelo arenoso, puesto que el agua queda retenida fuertemente a causa de la poca dimensión de las partículas y poros. Se trata de un parámetro interesante a la hora de determinar el agua disponible para las plantas y microorganismos del suelo.

La determinación se realiza saturando el suelo con agua y dejar que drene el exceso que no sea capaz de retener. El procedimiento para realizar esta determinación es detallado en su correspondiente apéndice (*Apéndice VII. 4.12*).

III.5.14.- DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES.

Para la determinación de los metales totales, tanto de los suelos como del compost y las muestras vegetales, se ha utilizado el método de la mineralización por vía húmeda en HNO₃ y H₂O₂, con utilización de radiación electrotermal (microondas).

A partir del digerido procedente de las diferentes mineralizaciones realizadas, se determinan todos los elementos metálicos mediante espectroscopía de emisión atómica mediante plasma de acoplamiento inducido (ICP). (*Apéndice VII.2.11*).

III.5.15.- DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE CLOROFILAS

Las clorofilas se determinan en extracto de tejido vegetal realizado con acetona 80%. La medida espectrofotométrica se realiza en una dilución 1/25, midiendo la absorbancia a $\lambda = 663$ nm y $\lambda = 645$ nm. La cuantificación se realizó mediante el método de Arnon, 1949 y

mejorado por Bruinsma, 1963. El método se detalla en su correspondiente apéndice (*Apéndice VII.2.13*).

III.5.16.- MÉTODOS ESTADÍSTICOS.

El tratamiento estadístico aplicado a todos los datos de forma previa a su valoración y posterior discusión, se basa en el análisis de la varianza (Test ANOVA) con un solo criterio de clasificación. Posteriormente y en función del resultado del Test, se procede a la comparación múltiple entre series de datos, basándonos en el concepto de Diferencia Mínima Significativa (dms) protegida de Fisher.

El análisis de la varianza de Fisher se basa en el cálculo de un valor denominado F, que se obtiene como resultado del cociente entre el cuadrado medio de los tratamientos y el cuadrado medio del error de muestreo.

El factor F así calculado se compara con un valor F en función de los grados de libertad de los tratamientos y de los grados de libertad asociados al número de individuos tratados en el análisis. Para cada par de valores de grados de libertad existe un valor de F que depende de la probabilidad fijada para establecer el criterio de significación. La comparación del valor de F calculado y el tabulado en esas condiciones será el criterio que utilizemos para el cálculo de la dms entre los pares de medias. (*Steel & Tonie, 1980*). Si F calculado es mayor que el F tabulado, para un valor dado de probabilidad, entonces la diferencia entre tratamientos se puede considerar significativa y por tanto generada por los propios tratamientos y no por la variabilidad de los datos. En este caso y sólo en éste se procederá al cálculo de la diferencia mínima significativa.

La Diferencia Mínima Significativa (dms) se interpretaría como la diferencia que debe existir como mínimo entre dos valores medios comparados, para poder considerar que la diferencia real entre dichos valores medios se debe a fenómenos relacionados con la naturaleza de esas medidas, y no con desviaciones achacables a valores individuales que generan dichas medias. La dms es función del parámetro t y de la probabilidad que nosotros fijemos para que dicha diferencia sea significativa, del número de replicas que generan dichas medias a comparar (r) y de la raíz cuadrada de la varianza del error combinada de dichas medias (s).

Esta diferencia mínima significativa viene dada por la expresión:

$$dms = t_{\alpha/2} S_{\bar{y}_i - \bar{y}_i'}$$

siendo

$$S_{\bar{y}_i - \bar{y}_i'} = \sqrt{\frac{2s^2}{r}}$$

Las probabilidades usadas por nosotros son del 95%, 99% y 99.9% y si la diferencia entre el F calculado y el F tabulado es positiva o significativa se indicará poniendo uno, dos o tres asteriscos respectivamente, a continuación del valor de F calculado. Al aumentar la probabilidad, es obvio que aumente la exigencia de que la diferencia en los tratamientos sea debida a factores asociados a los propios tratamientos, siendo tanto más significativa cuando más asteriscos sigan al valor de F.

Si resulta significativo el valor de F, se procede a la realización del estudio de la dms que se reflejara en las tablas de datos mediante el uso de letras, aquellos valores que lleven la misma letra no puede considerarse que presenten diferencias asociadas a los tratamientos diferenciativos o a la variabilidad en el tiempo en el caso de la comparación entre muestreos; sin embargo, para aquellos valores que no compartan una letra se puede concluir que con una probabilidad del 95%, éstos son estadísticamente diferentes, y esa diferencia no es debida a errores experimentales.

III.5.17.- OTRAS TÉCNICAS.

a) FOTOGRAFÍAS POR MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE BARRIDO.

Técnica para la visualización y análisis de las características microestructurales de muestras sólidas, debido principalmente a su elevada resolución (alrededor de 2 nm) y a su gran profundidad de campo, lo que permite una visualización tridimensional.

Equipo: JEOL modelo JSM-840 con sonda de microanálisis de energías dispersivas de rayos X (Link modelo QX-200). Unidad fotográfica (cámaras Mamiya 6x7 y Polaroid). Interfase EDX- Mapin. Sputter Coater SCD004 de Balzers. Evaporador de carbón CEA 030 de Balzers y equipos de secado de punto crítico Samdri-780 de Tousimins y EMS 850 de Electron Microscopy Sciences.

b) CÁLCULO DE LA INTENSIDAD LINEAL DEL FUEGO.

Para el cálculo de la intensidad lineal del frente del fuego en la quema controlada se aplicó la fórmula de Byram (Byram index):

$$I = H \cdot W \cdot R$$

Donde:

H = Calor de combustión (J g^{-1})

W = Cantidad de combustible (g m^{-2})

R = Velocidad de propagación (m s^{-1})

El resultado se expresa en kW m^{-1} . (Byram, 1959).

c) DETERMINACIÓN DE LA VELOCIDAD DE PROPAGACIÓN DEL FUEGO.

Para la determinación de la velocidad media de propagación del fuego durante la quema controlada, se colocaron pértigas a unas distancias conocidas y midiendo los tiempos transcurridos en llegar el frente de las llamas, se calculan las velocidades de propagación.

IV.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IV.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

IV.1.- REPERCUSIÓN GENERAL DEL INCENDIO EN LA ZONA DE ESTUDIO: ALCOY-COCENTAINA.

Antes de comenzar a presentar los resultados parámetro por parámetro, vamos a hacer una breve descripción de lo ocurrido de forma global en cada una de las tres zonas de estudio en el incendio de Alcoy-Cocentaina.

ZONA A

Debido a la orografía de esta zona, ya descrita en el apartado de material y métodos, y a pesar de que el incendio sólo ha sido de tipo aéreo o de copas, el suelo se ve afectado por diversos motivos. Tras el paso del fuego queda desprotegido por la muerte de la vegetación, que con sus raíces contribuían a la sujeción de éste, y con su superficie foliar lo protegían de la erosión que provocan las lluvias torrenciales.

En un principio se puede pensar que, después de un incendio de este tipo, el suelo se beneficia por el aporte de nutrientes provenientes de las cenizas vegetales. Esto es a corto plazo, pero a medio y largo plazo no parece ser así, tal y como muestra la evolución con el tiempo de los distintos parámetros medidos durante un año.

Mientras la zona control, sigue una evolución natural, con subidas y bajadas en sus contenidos nutricionales, la zona quemada, de una manera general, se va **empobreciendo** poco a poco sin experimentar recuperación en sus niveles.

ZONA B

En esta zona, el linde del incendio es un camino forestal, y la orografía de la zona quemada es distinta a la de la zona control. La descripción detallada se da en el apartado de material y métodos.

La zona B es, de las tres zonas estudiadas, la que más afectada se vio, por cobrar el incendio una mayor intensidad ahí. Cuando se realizó el primer muestreo, ya se intuía que el fuego podía haber afectado directamente al suelo, penetrando en los horizontes más superficiales de éste. La total inexistencia de plantas vivas, la nula regeneración, la presencia de algunas raíces parcialmente quemadas y el color blanquecino que presentaban las cenizas, señal de una mayor combustión de la materia vegetal, eran indicativos que venían a confirmar nuestra hipótesis.

Posteriormente, al observar los primeros resultados de algunos parámetros, como materia orgánica, nitrógeno, agregados estables y las fotografías por microscopía electrónica, se confirmaba el hecho que suponíamos a la vista de la zona quemada. El incendio aquí cobró más intensidad que en las otras zonas.

En esta zona encontraremos diferencias con respecto a las otras dos, pudiendo contrastar la evolución post-incendio de este suelo, con los que experimentaron de forma diferente, las zonas A y C.

ZONA C

Esta zona es, de las tres, la menos afectada en cuanto al suelo se refiere, debido principalmente a dos motivos: Por un lado el incendio fue, al igual que en la zona A, de tipo aéreo, y por otro lado la orografía de esta zona no presenta una pendiente tan elevada como en la zona A, lo cual no facilita tanto las pérdidas de cenizas y suelo por arrastre por lluvias, y ayuda a la asimilación de los nutrientes, que provienen de las cenizas vegetales, por el suelo.

Las cenizas en esta zona van incorporándose al suelo poco a poco después del incendio, por caída paulatina de las cortezas de los árboles, e incluso por desplome de algunos de éstos. Entre el segundo y tercer muestreo se produce la máxima caída de material vegetal semiquemado.

IV.2.- REPERCUSIÓN GENERAL DEL INCENDIO EN LA ZONA DE ESTUDIO: AITANA.

El incendio produjo un alto grado de combustión en la cubierta vegetal, sin embargo el suelo no resultó directamente muy afectado por el fuego, ya que la humedad que presentaba en el momento del incendio era elevada y la velocidad de propagación del fuego fue alta, lo que supuso un tiempo de residencia de las llamas relativamente bajo.

Las temperaturas máximas medidas a 60 cm de altura (en la vegetación), superaron los 800 °C; en la superficie del suelo también se registraron altas temperaturas, superando en algún caso los 700 °C. Sin embargo a 5 cm de profundidad, no se produjo un incremento excesivo de la T^a, ya que no se superaron los 22 °C, teniendo en cuenta que, en la fecha de realización de la quema, la temperatura, a la hora de la realización de ésta, era de 12.28 °C. La velocidad media de propagación del fuego fue relativamente alta (0.172 m/s). En tan solo 8 minutos se produjo el avance del frente del incendio desde la parte inferior de la parcela, a la parte superior.

En general, los efectos directos del incendio sobre el suelo no supusieron grandes alteraciones por los motivos señalados. Los efectos indirectos producidos por la desaparición de la cubierta vegetal y la deposición de las cenizas como consecuencia de la combustión de la vegetación no resultan duraderos y por lo general entre los cuatro y los seis primeros meses desde la realización de la quema controlada se recuperan los niveles originales en la mayoría de los parámetros estudiados. Este restablecimiento de la normalidad es debido principalmente a que a los pocos días del incendio se produjo un episodio de viento intenso que provocó una erosión eólica considerable, ocasionando el desplazamiento en la zona afectada por el fuego, de prácticamente la totalidad de la cama de cenizas situada sobre la superficie del suelo.

Si sólo pensamos en el suelo, parece que la eliminación de las cenizas implica que el restablecimiento de las condiciones iniciales sea más rápido y por tanto los efectos indirectos del fuego en este caso no hayan sido significativos. Pero hemos de tener en consideración que debemos evaluar todo el ecosistema afectado y no exclusivamente el suelo como un sistema aislado. Si consideramos que antes del incendio la biomasa vegetal tenía acumulada una gran cantidad de nutrientes del ecosistema y que tras el incendio son liberados y depositados en el suelo; si estos no permanecen ahí y son exportados de la zona como consecuencia de la erosión, el resultado es un empobrecimiento en el balance global de nutrientes en este ecosistema afectado. Por tanto, que el resultado sea que el efecto del fuego no es duradero en el suelo, en este caso no puede llevarnos a la conclusión errónea en el sentido de un rápido restablecimiento de las condiciones iniciales, puesto que existe una pérdida de nutrientes en la zona afectada.

Por ello, la incorporación de materiales enmendantes, como los compost de lodos, que, por sus propias características, ayuden a sustituir los elementos esenciales necesarios para promover la flora y fauna del ecosistema afectado y favorezcan las propiedades de los suelos forestales, pueden ser una práctica muy aconsejable, siempre que se haga de manera rigurosa, y con el mayor respeto medioambiental.

En nuestro caso, la aplicación de los tratamientos de compost de depuradora ha resultado a nuestro juicio óptima desde todos los puntos de vista. Por un lado, no hemos detectado en ningún caso niveles de conductividad eléctrica en el suelo preocupantes, que pudiesen provocar una toxicidad por algún elemento para la vegetación. Por otro lado y como podremos comprobar en el apartado de vegetación, la aplicación de estos tratamientos ha supuesto una aceleración inicial en el proceso de regeneración de la cubierta vegetal de la zona así como una mejora cualitativa de la misma.

El aporte adicional con el compost de algunos elementos esenciales y que en ocasiones son los limitantes para la producción de la vegetación ha contribuido a este efecto beneficioso desde el punto de vista de reducir el tiempo de exposición del suelo a los agentes erosivos externos. Por último, los bajísimos niveles de metales pesados no esenciales del subproducto orgánico, asegura que no va a repercutir negativamente sobre el ecosistema.

IV.3.- MATERIA ORGÁNICA OXIDABLE.

Un parámetro de alto interés en cualquier investigación sobre el medio edáfico es el contenido de materia orgánica (M.O.) en el suelo y en el caso de pretender evaluar los efectos que el incendio ha tenido con respecto al suelo es imprescindible.

Como podremos comprobar más adelante, a la vista de los resultados la determinación del contenido de materia orgánica en el suelo vá a ser de gran utilidad para definir la tipología del incendio ocurrido en la zona de estudio.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 1. Evolución del contenido de M.O. en las cenizas. Zona A.

Materia orgánica (g/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	135.9 ^b	58.9 ^a	55.1 ^a	53.5 ^a	18.76 ^{***}

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 2. Evolución del contenido de M.O. en el suelo superficial. Zona A.

Materia orgánica (g/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	59.6 ^b	57.2 ^b	41.9 ^{ab}	35.9 ^a	4.10 [*]
Suelo sup. Control	65.6	65.6	49.8	58.8	0.70 ns
F	0.92 ns	0.41 ns	0.40 ns	6.30 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 3. Evolución del contenido de M.O. en el suelo en profundidad. Zona A.

Materia orgánica (g/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	39.2	39.0	42.0	33.2	1.33 ns
Suelo prof. Control	40.1	46.2	41.6	46.0	0.63 ns
F	0.38 ns	2.41 ns	0.21 ns	7.88 [*]	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Como podemos ver (*Tablas 1, 2 y 3*), en el primer muestreo, realizado a los seis meses del incendio, existe un alto contenido de materia orgánica en las cenizas. Sin embargo, el suelo, tanto en superficie como en profundidad, está en condiciones similares en la zona quemada y en la control.

Se comprueba que esta materia orgánica que contienen las cenizas, debido a que poseen un alto contenido de material vegetal semiquemado, proveniente de una combustión incompleta de la materia vegetal, no produce un incremento en el suelo, puesto que la elevada pendiente de la zona facilita que las lluvias la arrastren ladera abajo; esto se observó en los resultados obtenidos de los siguientes muestreos, apreciándose una ligera disminución en el contenido de la materia orgánica en el suelo (*Gráfico 1*).

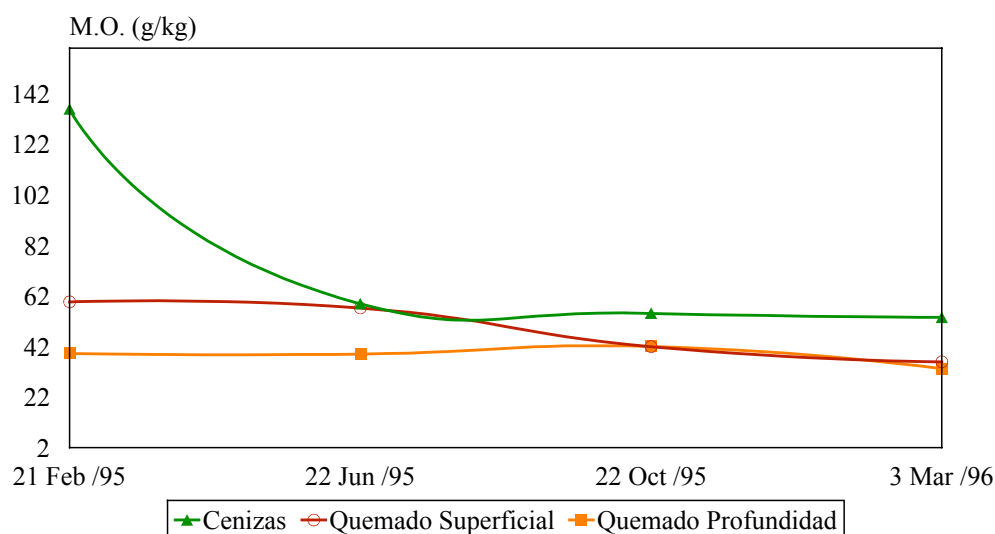


Gráfico 1. *Materia orgánica (g/kg). Zona A, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina*

También hay que destacar la disminución que hay entre agosto y octubre debido a que es el periodo en el cual se incrementan las precipitaciones tras el mes de julio, que fue extremadamente seco (*Tabla 2.8.3.6, apdo. de introducción*).

Si nos fijamos en el *gráfico 2*, vemos que hay una recuperación del nivel de materia orgánica tras el periodo otoñal, atribuible a defoliaciones naturales; hecho que no se produce en la zona quemada (*Gráfico 1*), la cual se va empobreciendo paulatinamente en el contenido de materia orgánica, tan esencial para la fertilidad y para el mantenimiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

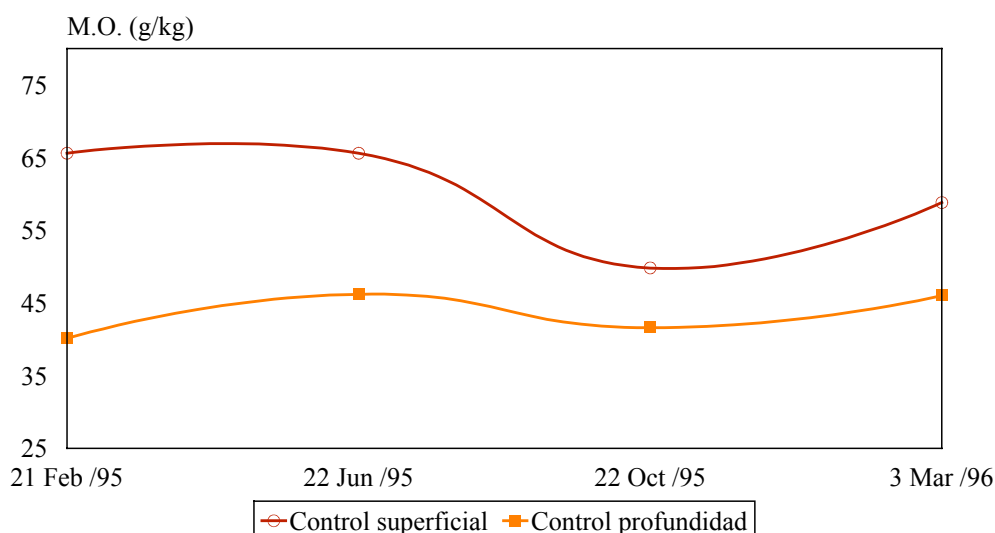


Gráfico 2. *Materia Orgánica (g/kg). Zona A, control. Alcoy-Cocentaina*

Se han comparado, estadísticamente, si hay o no diferencias significativas entre los resultados de los suelos quemados y los de control, tanto en superficie como en profundidad. Para la materia orgánica sólo se han encontrado diferencias significativas en el 4º muestreo, observando que hay menos materia orgánica en la zona quemada que en la control, ya que como hemos dicho, ésta última se recupera, pero la quemada no.

Tabla 4. Evolución del contenido de M.O. en las cenizas. Zona B.

Materia orgánica (g/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	26.8 ^a	41.2 ^b	52.1 ^b	43.3 ^b	9.33 **

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 5. Evolución del contenido de M.O. en el suelo superficial. Zona B.

Materia orgánica (g/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	33.4	53.1	41.2	40.8	3.59 ns
Suelo sup. Control	70.4 ^b	76.1 ^b	31.3 ^a	38.9 ^a	27.46 ***
F	424 ***	49.0 **	3.69 ns	0.05 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 6. Evolución del contenido de M.O. en el suelo en profundidad. Zona B.

Materia orgánica (g/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	38.0	42.2	31.6	33.4	2.83 ns
Suelo prof. Control	19.1	21.4	15.5	16.7	3.01 ns
F	57.2 **	51.0 **	21.1 **	19.6 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Algunos de los resultados más interesantes, son los obtenidos para la materia orgánica en la zona B quemada (*Gráfico 3*); no sólo comparándolos con los de la zona B control (*Gráfico 4*) sino con los de las otras zonas de estudio A y C (*Gráficos 1 y 5*).

Cualquier suelo, tanto agrícola como forestal, presenta más contenido de materia orgánica en superficie que en profundidad. Si un incendio ha sido de tipo aéreo, esta distribución, además está exagerada por recibir un aporte de material vegetal semiquemado en la superficie del suelo (cenizas producto de una combustión incompleta de los vegetales). En la zona B quemada, los resultados obtenidos tras el primer muestreo (a los 6 meses del

incendio) nos mostraban un perfil inverso al normal; es decir, las cenizas contienen menos materia orgánica que el suelo superficial, y éste a su vez menos que el suelo en profundidad. Esta situación sería más extrema inmediatamente después del incendio (*Tablas 4, 5 y 6, y Gráfico 3*).

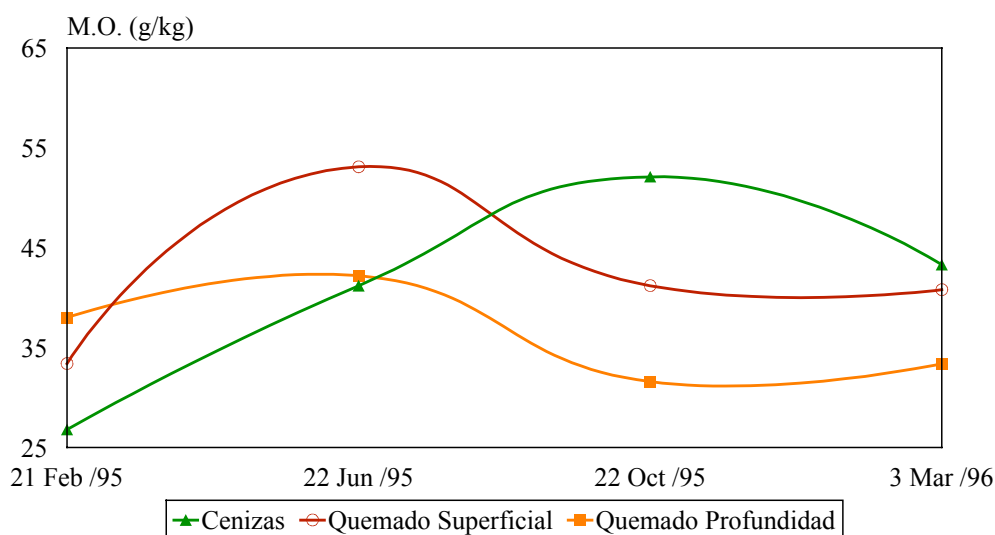


Gráfico 3. *Materia orgánica (g/kg). Zona B, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina*

El comportamiento del fuego en esta zona ha provocado una mayor combustión de la materia orgánica edáfica.

En profundidad hay bastante materia orgánica (38.0 g/kg), si lo comparamos con su zona control en profundidad, que podría deberse a las raíces de los matorrales y árboles que están rotas o parcialmente quemadas. Con el tiempo, y debido al nuevo aporte de material vegetal semiquemado que va desprendiéndose de los árboles, el perfil de materia orgánica va recuperándose y vuelve a la normalidad; es decir, más materia orgánica en superficie y menos en el horizonte inferior.

En las cenizas (*Tabla 4*), hay un incremento de materia orgánica, justo coincidiendo con el periodo de lluvias. Esto puede ser debido a que éstas ayuden a la caída de las cortezas de los árboles quemados.

Las lluvias de agosto, septiembre y octubre (*ver figura 2.8.3.1, apdo. introducción*) producen una disminución, que es mucho mayor en la zona control, ya que la orografía de esa zona presenta una pendiente elevadísima, no como en la quemada, que es abancalada.

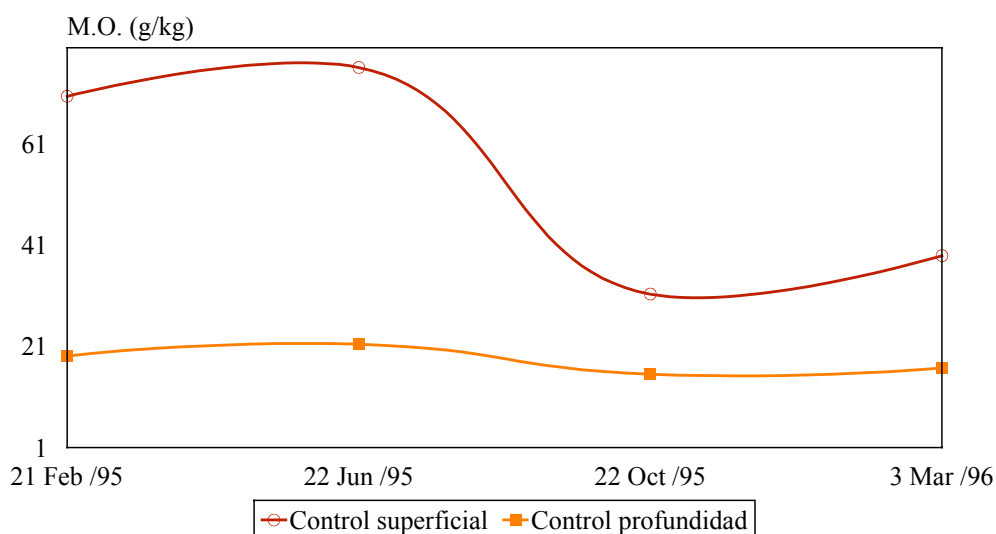


Gráfico 4. Materia Orgánica (g/kg). Zona B, control. Alcoy-Cocentaina.

Por tanto, como se desprende de las observaciones anteriores, podríamos concluir diciendo que, el análisis de la distribución a lo largo del perfil, de la materia orgánica de un suelo en profundidad, a nuestro modo de ver, podría utilizarse como un indicativo del tipo de incendio ocurrido en la zona de estudio.

Tabla 7. Evolución del contenido de M.O. en las cenizas. Zona C.

Materia orgánica (g/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	48.9 ^a	84.3 ^a	120.5 ^b	75.0 ^a	6.19 *

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 8. Evolución del contenido de M.O. en el suelo superficial. Zona C.

Materia orgánica (g/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	40.2	50.5	58.3	60.6	3.35 ns
Suelo sup. Control	22.3	31.9	22.9	16.4	2.57 ns
F	9.37 *	5.90 ns	21.6 **	133 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 9. Evolución del contenido de M.O. en el suelo en profundidad. Zona C.

Materia orgánica (g/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	34.7	47.5	43.3	51.0	3.92 ns
Suelo prof. Control	18.0	15.6	14.5	15.5	0.61 ns
F	35.9 *	112 ***	21.1 **	85.6 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

El caso de la materia orgánica en la zona C (Tablas 7, 8 y 9) es un claro reflejo de que las cenizas si que pueden contribuir a que haya un aporte de materia orgánica al suelo. El suelo de la zona quemada se ve incrementado en materia orgánica, sobre todo en el cuarto muestreo, tras recibir el máximo aporte de cenizas. Es en este momento cuando nos aparecen las diferencias significativas más altas entre el suelo quemado y el control.

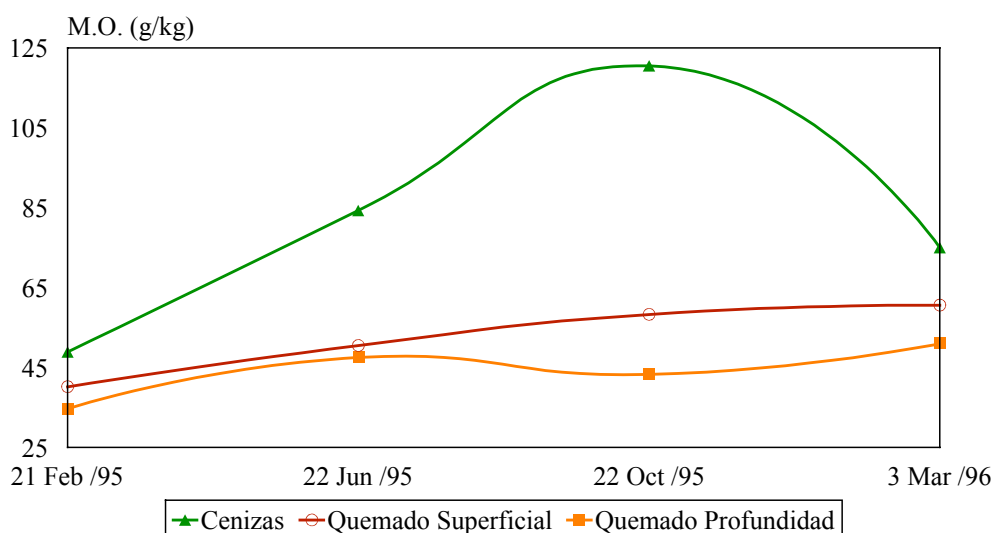


Gráfico 5. Materia orgánica (g/kg). Zona C, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina.

En la zona C, se produce, por tanto, lo contrario a lo que ocurre en la zona B, es decir, un aumento de materia orgánica en el suelo, al producirse un tipo de incendio en esta zona cuyo comportamiento no ha producido un efecto directo de combustión de la materia orgánica del suelo (Gráficos 5 y 6).

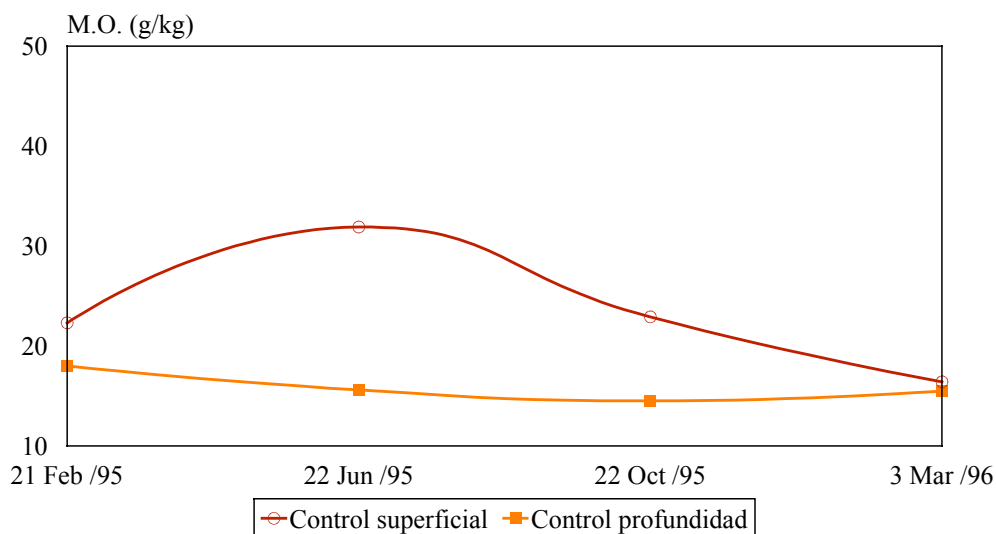


Gráfico 6. *Materia Orgánica (g/kg). Zona C, control. Alcoy-Cocentaina.*

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 10. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Materia orgánica (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	60.6 ^{bcd}	-	-
102	69.8 ^d	69.8	-
103	Incendio		-
104	69.8 ^d	67.2	0.14 ns
124	68.5 ^{cd}	69.1	0.02 ns
144	63.2 ^{bcd}	66.5	0.61 ns
207	55.0 ^{ab}	68.0	3.61 ns
228	48.6 ^a	68.1	38.15 ***
251	53.5 ^{ab}	60.4	0.61 ns
279	69.2 ^d	74.3	0.32 ns
304	57.1 ^{abc}	54.7	0.21 ns
339	55.0 ^{ab}	55.3	0.01 ns
402	47.5 ^a	56.9	3.08 ns
456	53.2 ^{ab}	58.7	4.32 ns
F	4.30 ***	1.36 ns	

***, **, *: valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Al día siguiente a la quema, se observa una ligera disminución en el contenido de materia orgánica en el suelo más superficial, lo que es lógico teniendo en cuenta la temperatura alcanzada en la superficie del mismo, y en concordancia con resultados de otros

trabajos (Jablanzy, 1964; Kutiel & Naveh, 1987; Giovannini, 1990; Fernández, 1991; Soto, 1990; Mataix Solera et al., 1996; Mataix Solera, 1997), sin embargo estas ligeras diferencias no son significativas ($p = 0.05$), debido a la variabilidad espacial del contenido de materia orgánica en el suelo original de la parcela experimental.

En cuanto a las cenizas producto de la combustión de la vegetación, sólo se pudieron tomar muestras en los dos primeros muestreos tras el incendio (días 104 y 124), puesto que a partir del tercer muestreo posterior a la quema (día 144) ya no había suficiente espesor de cenizas sobre el suelo como para poder tomar muestras representativas de éstas. Este hecho fue consecuencia de un fuerte efecto eólico en los días posteriores al incendio controlado, con vientos que llegaron a alcanzar rachas próximas a los 90 km/h. La erosión eólica es un efecto que tiene consecuencias sobre la distribución de cenizas en la zona afectada y también en la exportación de nutrientes del ecosistema afectado, por tanto es un agente a tener en cuenta al evaluar las pérdidas de nutrientes tras el incendio forestal (Canadell & Fontanillas, 1987).

El contenido de materia orgánica en estas cenizas era de 111.1 g/kg al día siguiente al incendio (día 104) y de 127.2 g/kg a los 20 días de éste (día 124), sin que se encontrasen diferencias significativas entre estos dos muestreos en cuanto a la materia orgánica.

Comparando la zona quemada (T_0) y la control, no encontramos diferencias significativas, salvo en el muestreo del día 228, en el que observamos que el contenido de materia orgánica en el suelo control es menor que en el afectado por el fuego. La explicación a este hecho la encontramos al observar que en la zona control sí que existen variaciones estadísticamente significativas en la evolución con el tiempo (entre muestreos), señal de una actividad normal en el mismo, mientras que no encontramos variaciones significativas en la evolución entre muestreos en la zona quemada, lo cual indica que en ésta existe un menor dinamismo, probablemente como resultado de la alteración en los ciclos biogeoquímicos que se inducen por efecto del fuego.

A continuación se muestran, en la *tabla 11*, los resultados correspondientes a la variación que, en este caso, experimenta la materia orgánica oxidable del suelo tras la incorporación de las distintas aplicaciones del compost de lodo en la zona quemada. Estas tablas se plantean con el fin de poder comparar estadísticamente el efecto que los tratamientos producen en cada uno de los parámetros estudiados, (comparación de tratamientos), puesto que el factor de variación a estudiar son las dosis de aplicación del compost y sus efectos en el suelo quemado. Por tanto en estas tablas se muestran los datos de suelo quemado, pero sin aplicación de compost (tratamiento T_0), y los de los suelos quemados con las dosis de aplicación de compost (tratamientos T_3 y T_5). De esta manera podemos comparar los tratamientos entre sí y con su testigo que es el suelo quemado sin aplicación de compost (T_0).

Tabla 11. Evolución de la materia orgánica en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Materia orgánica (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	60.4 _a	96.9 _b	116.5 _b	10.06 **
279	74.3 _a	89.4 _{ab}	110.1 _b	7.54 *
304	54.7 _a	80.5 _b	107.1 _c	35.80 ***
339	55.3 _a	91.8 _b	115.2 _c	32.98 ***
402	56.9 _a	86.7 _b	129.3 _c	26.05 ***
456	58.7 _a	87.3 _b	113.7 _c	30.02 ***
F	2.26 ns	0.97 ns	0.84 ns	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

En cuanto a la comparación entre tratamientos, se observa que, ya desde el primer muestreo (día 251) a partir de la aplicación de éstos (día 229), existen diferencias significativas entre ellos y en todos los muestreos realizados (*Gráfico 7*), diferencias lógicas teniendo en cuenta el contenido de materia orgánica (350.1 g/kg) que tenía el compost de lodo empleado en los tratamientos.

Dentro de cada tratamiento, no hemos encontrado diferencias significativas entre muestreos, lo que indica una lenta mineralización de la materia orgánica.

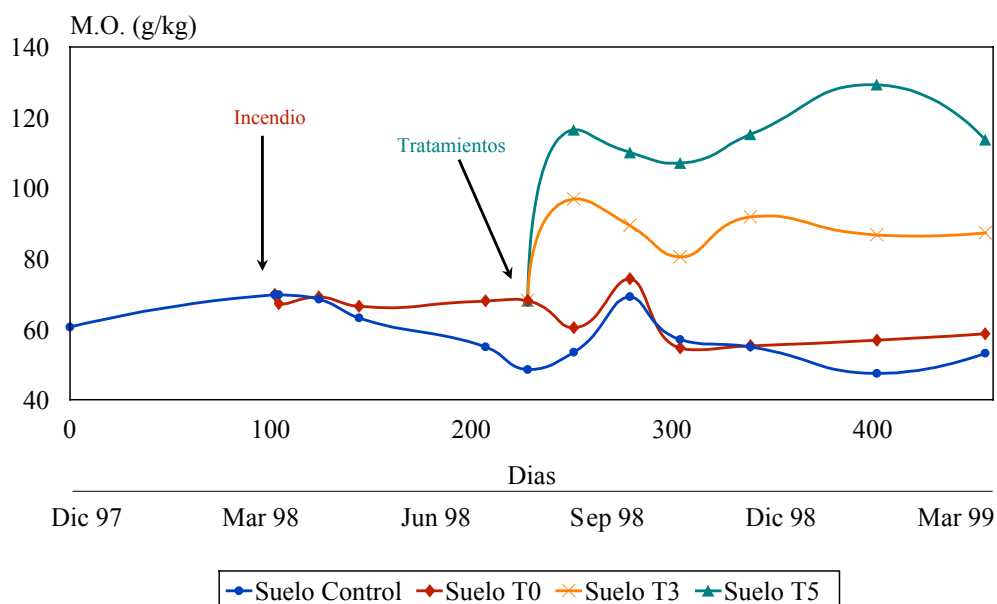


Gráfico 7. *Materia Orgánica (g/kg). Parcela experimental de Aitana.*

IV.4.- AGREGADOS ESTABLES.

La estabilidad de agregados es un parámetro indicativo de la resistencia física que un suelo posee frente a la lluvia u otros agentes erosivos externos (*Dickson et al., 1991*). Para ello se mide el % de agregados estables (% A.E.) respecto a los agregados totales del suelo (estables e inestables).

El tamaño de los agregados estudiado por nosotros oscila entre 0.2 mm y 4 mm; se trata de un rango bastante amplio, que permite una buena evaluación.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 12. Evolución del % A.E. en el suelo superficial. Zona A.

Agregados estables (%). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	86	83	84	82	1.19 ns
Suelo sup. Control	82	75	83	81	2.62 ns
F	1.78 ns	4.62 ns	0.71 ns	0.31 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 13. Evolución del % A.E. en el suelo en profundidad. Zona A.

Agregados estables (%). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	81	83	82	79	0.51 ns
Suelo prof. Control	82	74	80	79	2.10 ns
F	0.10 ns	5.42 ns	0.31 ns	0.01 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En las tres zonas estudiadas se han obtenido resultados que muestran que hay un alto porcentaje de agregados estables en los suelos. En la zona A, los resultados indican que no hay diferencias significativas comparando en cada muestreo el suelo quemado con el control (*Tablas 12 y 13*). Fijándonos en la evolución de éstos en el tiempo comprobamos que son similares.

El *gráfico 8* muestra de una forma más clara la evolución normal de este parámetro. Hay una disminución del % A.E. en el periodo estival, datos coincidentes con otros autores (*Lax & García-Orenes, 1993*). En esta época los carbohidratos de cadena larga existentes en el suelo, cuya presencia favorece la agregación, disminuyen como consecuencia de una mayor actividad microbiana en el mismo, apareciendo carbohidratos menos polimerizados, que son

menos efectivos en los procesos de agregación; por ello, este proceso provoca que la agregación disminuya en estos meses. Por otra parte, en verano la lluvia arrastra con facilidad las partículas del suelo, ya que aunque éste no sea el periodo de máxima pluviosidad, las precipitaciones se producen de forma torrencial, lo que unido a la elevada pendiente de la zona, hace que éstas sean muy erosivas.

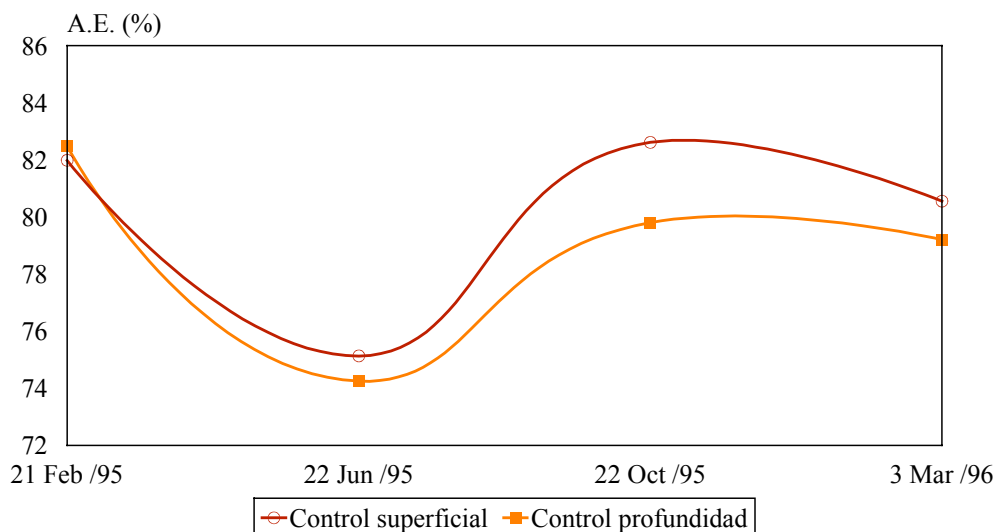


Gráfico 8. Agregados estables (%). Zona A, control. Alcoy-Cocentaina

La comparación de este parámetro con las fotografías por microscopía electrónica (*apartado IV.5*); que nos muestran los agregados más pequeños (≤ 0.2 mm, microagregados), nos hace pensar que el fuego no ha afectado de la misma manera a todo el rango de tamaños de agregados, siendo los de menor tamaño, los más perjudicados. Esto se verá mejor en la zona B, ya que es ahí donde el incendio fue más intenso. La observación de las fotografías por microscopía electrónica de la zona B, nos hace pensar en dos posibilidades para la explicación de la pérdida de microagregados. Por un lado lo primero que podemos concluir es en una disgregación de éstos como consecuencia del fuego y, en concordancia con lo que hasta hace poco se planteaba como un hecho claro y lógico, una pérdida de materia orgánica implica una pérdida en la agregación, pero por otro lado y tras experimentos recientes de investigaciones de diversos estudios sometiendo suelos a calentamientos graduales en hornos mufla, simulando las temperaturas y gradientes alcanzados en incendios forestales, se puede pensar en que la desaparición de esos agregados puede ser por que se han cohesionado (cementado, agregado) formando unos “agregados” de mayor tamaño y por tanto en las fotografías no los vemos puesto que están en una fracción superior. Hay que recordar que para la realización de las fotografías por microscopía electrónica los suelos se tamizaron a 0.2 mm para observar los microagregados. Esta cementación esta provocada por una reorganización interna y una recristalización de compuestos de hierro y el aluminio, que contribuyen a incrementar la resistencia de los agregados (*Giovannini & Sequi, 1976; Giovannini et al., 1989*). Tanto en experimentos de campo llevadas a cabo midiendo las temperaturas alcanzadas en el suelo y a diferentes profundidades durante quemas controladas (*Giovannini & Lucchesi, 1997*), como

en experimentos de laboratorio (*Úbeda, 1998; Úbeda, 1999*) se han obtenido resultados similares que confirman este efecto cementante de partículas.

Por ejemplo, en muestras ricas en caolinita, existen evidencias experimentales (*Peters & Jenny, 1973; Real, 1977*) del desmoronamiento de la red cristalina de este filosilicato a temperaturas próximas a los 500-550 °C. A partir de estas temperaturas, es probable, que comiencen procesos de vitrificación (fase cristalina → fase amorfa) que contribuyan a favorecer la estabilidad física de determinados “agregados”. A favor de esta hipótesis está el hecho de que en otros experimentos se postula una variación de la textura del suelo como consecuencia de la temperatura alcanzada, incrementándose las fracciones más gruesas en detrimento de las finas (*Díaz Fierros et al. 1982; Almendros, 1984; Giovannini et al., 1989*). Estos cambios son atribuidos a la fusión de partículas de arcilla en partículas de tamaño arena, probablemente debido a la calcinación, en la cual están implicados silicatos de hierro y aluminio (*Betremieux et al., 1960*). El hecho cierto es que en esa zona hemos perdido unos microagregados con un alto valor desde el punto de vista de participación en fenómenos de cambio, importantísimos para la nutrición vegetal, para la retención de agua, para el mantenimiento del poder tampón, etc.

A nuestro modo de ver pensamos que la reducción de materia orgánica, por supuesto, conduce con el tiempo a una pérdida de agregación de las partículas que conforman el suelo, pero si la pérdida de materia orgánica se produce por una combustión intensa, como consecuencia del fuego directo y por tanto de elevadas temperaturas, podemos llegar a tener en un principio un descenso en el contenido de materia orgánica y al mismo tiempo un incremento en la “agregación”; y lo decimos entre comillas porque pensamos que, el término agregado no es muy adecuado para definir el producto de una cohesión producida en condiciones muy concretas y que no tiene ni materia orgánica, ni microorganismos, etc., es decir no lo podemos considerar agregado, ya que no implica una mejora de la estructura del suelo, y no se produce por tanto mejoras en muchas de las propiedades relacionadas con la agregación como son porosidad, densidad aparente, capacidad de retención de agua, etc.

A pesar de que en determinadas condiciones se pueda producir este efecto de incremento en la “agregación” como consecuencia de la temperatura alcanzada, la disposición del suelo tras el incendio lo hace más susceptible a la erosión, puesto que sin humus y vegetación la superficie del suelo puede ser más fácilmente erosionable (*Úbeda, 1999*).

Como consecuencia de lo hasta ahora observado, nos parece interesante hacer una reflexión, ciertamente importante, en la que trataremos de profundizar en investigaciones futuras: ¿qué consecuencias tiene la alteración del tamaño de agregados del suelo, y en qué medida se produce como consecuencia de un incendio?.

Como base que nos sirva y ayude al lector interesado en esta memoria, para contestar a dicha reflexión, debemos de tener en cuenta que, por un lado, según nuestros datos y observaciones, el estado de agregación del suelo se ve afectado de forma desigual según el tipo, y seguramente la intensidad del incendio; y que, por otro, cada tamaño de agregados juega un papel distinto sobre el conjunto de propiedades físico-químicas y biológicas del

suelo, ya que los agregados más grandes favorecen la existencia de poros gruesos que condicionan procesos tales como: intercambio gaseoso, oxigenación, oxidación y aireación; y los de menor tamaño son los mayores responsables de la retención hídrica, intercambio sólido-líquido, procesos de capilaridad, etc. (Oades, 1987).

Tras estas observaciones, pensamos que en esta zona sería adecuada la incorporación de un material orgánico para conseguir, entre otras cosas una mejora en la reorganización estructural del suelo. En una investigación reciente en Francia se ha encontrado que los primeros agregados que se empiezan a formar tras la incorporación de un compost orgánico han sido los microagregados de tamaño entre 50 y 100 μm (Bouanani et al., 1999).

Tabla 14. Evolución del % A.E. en el suelo superficial. Zona B.

Agregados estables (%). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	81 ^a	89 ^b	83 ^a	81 ^a	6.99 *
Suelo sup. Control	87	81	82	81	1.35 ns
F	4.90 ns	3.52 ns	0.10 ns	0.11 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 15. Evolución del % A.E. en el suelo en profundidad. Zona B.

Agregados estables (%). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	73 ^a	85 ^b	82 ^b	82 ^b	5.34 *
Suelo prof. Control	81	79	79	79	0.19 ns
F	3.68 ns	5.12 ns	0.86 ns	2.30 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En los resultados del primer muestreo en la zona B (Tablas 14 y 15) se ve que hay una ligera disminución del % A.E. Estadísticamente se aprecia que estas diferencias no son significativas. Cuando comparamos las fotografías por microscopía electrónica, observamos una mayor disminución de los agregados de menor tamaño, efecto comparable al que ocurría en la zona A, pero más intenso.

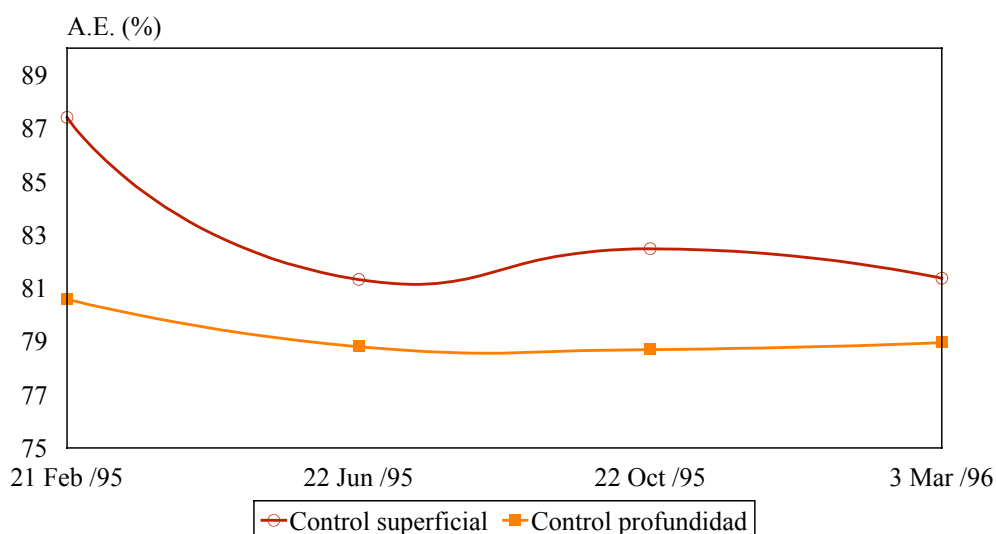


Gráfico 9. *Agregados estables (%)*. Zona B, control. Alcoy-Cocentaina

Sí que es destacable la evolución con el tiempo de los A. E.; mientras la zona control (*Gráfico 9*) sigue una tendencia normal y similar a la de la zona A control (*Gráfico 8*), con la disminución en el periodo estival y la posterior recuperación; la zona quemada (*Gráfico 10*) presenta una curva totalmente diferente, pero acorde con los resultados obtenidos para la materia orgánica, ya que están íntimamente relacionados estos parámetros. Se observa un aumento del primer muestreo al segundo, coincidiendo con la recuperación de la materia orgánica en este periodo.

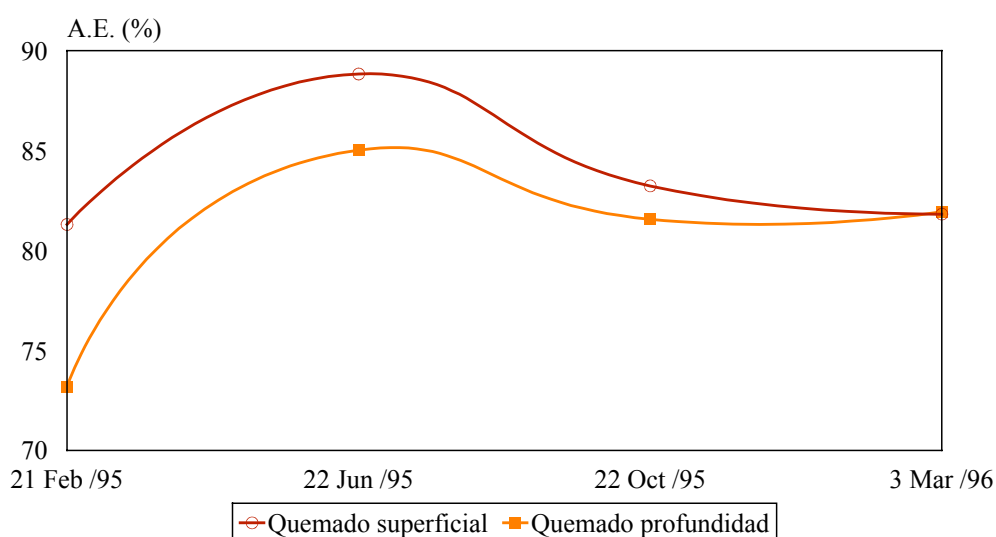


Gráfico 10. *Agregados estables (%)*. Zona B, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina

Tabla 16. Evolución del % A.E. en el suelo superficial. Zona C.

Agregados estables (%). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	89	87	85	86	1.78 ns
Suelo sup. Control	62	58	65	60	2.36 ns
F	261 ***	76.6 ***	60.9 **	429 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 17. Evolución del % A.E. en el suelo en profundidad. Zona C.

Agregados estables (%). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	80	82	76	79	3.69 ns
Suelo prof. Control	68	68	75	71	3.05 ns
F	6.22 ns	33.7 *	0.15 ns	20.2 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Con los agregados estables del suelo, ocurre lo mismo que con la materia orgánica. El porcentaje de éstos en el suelo se ve incrementado, favorecido por el aumento de materia orgánica que como sabemos juega un papel muy importante en los fenómenos de agregación. Las diferencias más significativas las encontramos en el suelo superficial, comparando la zona quemada con la control (Tabla 16).

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

El porcentaje inicial de agregados estables en estos suelos es elevado, debido principalmente a un alto contenido en materia orgánica y una adecuada biomasa microbiana.

Entre el día antes del incendio y el día después no encontramos cambios en el % de agregados estables (Tabla 18). Sin embargo, en el segundo y tercer muestreo tras el incendio (días 124 y 144) se observa una disminución en el suelo afectado por éste, que puede ser debida al incremento explosivo que se produce en ese periodo en las poblaciones de bacterias y hongos; produciéndose una rápida disminución del contenido en carbohidratos de cadena larga, altamente implicados en la agregación (Lax & García-Orenes, 1993), si bien observamos que en muestreos posteriores el nivel de agregación se recupera ya que el aumento de las poblaciones microbianas contribuye después, a la formación de nuevos agregados.

Salvo ese cambio en esas fechas, y puesto que no ha habido una pérdida de materia orgánica en el suelo afectado por el incendio, no se observan diferencias significativas entre el suelo quemado y el control.

Tabla 18. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Agregados estables (%). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	84 ^{cde}	-	-
102	86 ^{def}	86 ^{cde}	-
103	Incendio		-
104	85 ^{def}	82 ^{bc}	1.43 ns
124	87 ^{efg}	83 ^{bcd}	5.37 *
144	82 ^{cd}	72 ^a	13.15 **
207	92 ^h	90 ^e	1.44 ns
228	92 ^h	90 ^e	2.43 ns
251	89 ^{fgh}	90 ^e	0.11 ns
279	91 ^{gh}	89 ^{de}	0.54 ns
304	88 ^{efgh}	85 ^{bcde}	0.81 ns
339	80 ^c	83 ^{bcde}	0.68 ns
402	71 ^b	79 ^b	4.39 ns
456	61 ^a	69 ^a	1.40 ns
F	26.00 ***	9.10 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Tabla 19. Evolución del % A.E. en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Agregados estables (%). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	90 ^{ab^c}	92 ^{b^{cd}}	87 ^{a^{cd}}	5.06 *
279	89 ^{a^c}	93 ^{b^d}	89 ^{a^{cd}}	4.46 *
304	85 ^{bc}	90 ^{cd}	93 ^d	3.35 ns
339	84 ^{bc}	85 ^{bc}	83 ^{bc}	0.24 ns
402	79 ^b	82 ^b	76 ^{ab}	0.37 ns
456	69 ^a	66 ^a	71 ^a	0.41 ns
F	7.04 ***	15.11 ***	7.08 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

Con respecto a los tratamientos (Tabla 19), en los dos primeros muestreos desde la aplicación del compost, se observan diferencias significativas entre ellos. Estos cambios no suponen en valor absoluto una diferencia destacable, ya que partimos de suelos con un alto % de agregados estables.

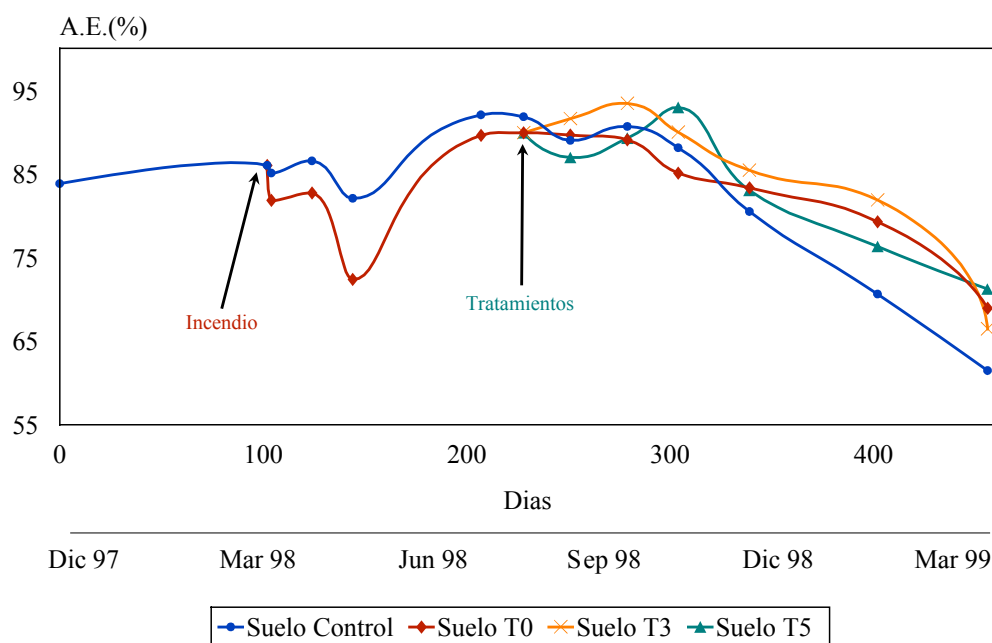


Gráfico 11. Agregados estables (%). Parcela experimental de Aitana.

En cuanto a la disminución que se produce en todos los suelos a partir del invierno y progresivamente hasta el último muestreo, la explicación la podríamos encontrar en unas heladas producidas en estas fechas (Porta et al., 1994).

Tabla 20. Correlaciones entre Agregados estables y Temperatura del suelo post incendio. Parcela experimental de Aitana.

Agregados frente a Temperatura	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	0.8318	**
Suelo T ₀ (Quemado)	0.8163	*
Suelo T ₃	0.7035	ns
Suelo T ₅	0.6633	ns

En la *tabla 20* se muestran los resultados encontrados al relacionar el % A.E. con la T^a del suelo, obteniéndose un aceptable coeficiente de correlación positivo, aunque con baja significación, debido a la variabilidad de los datos experimentales.

Por otro lado puede sorprender el hecho de que la correlación entre la humedad del suelo y el % A.E. (*Tabla 21*) sea negativa, cuando podría pensarse que ciertos niveles de humedad favorecen la proliferación de microorganismos del suelo, como los hongos que incrementarían potencialmente la cementación de partículas del suelo; sin embargo, hemos de tener en cuenta que el periodo de lluvias se produce mayoritariamente en la estación invernal, en la que las temperaturas bajas existentes y la aparición de heladas hacen disminuir la agregación del suelo, con lo que el posible efecto positivo de la humedad queda minimizado y contrarrestado.

Tabla 21. Correlaciones entre Agregados estables y Humedad del suelo post-incendio. Parcela experimental de Aitana.

Agregados frente a Humedad	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	-0.6690	*
Suelo T₀ (Quemado)	-0.8254	***
Suelo T₃	-0.9515	**
Suelo T₅	-0.8576	*

IV.5.- FOTOGRAFÍAS POR MICROSCOPIA ELECTRÓNICA.

Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Las fotografías por microscopía electrónica nos muestran las diferencias estructurales entre los suelos control y los suelos quemados.

Las muestras se pasaron previamente por un tamiz de 0.2 mm, con el fin de poder observar las modificaciones sufridas por los microagregados estructurales del suelo.

Todas las fotografías presentan los mismos aumentos. La fotografía 4.1 es una muestra de suelo quemado de la zona B, y la 4.2 es una muestra de suelo control (sin quemar) de la zona B.

Como se puede observar las diferencias son espectaculares entre el suelo control y el quemado; en éste último la disminución del número de microagregados del suelo es más que apreciable, lo cual puede estimular los procesos de erosión y degradación posteriores.

Tal y como se ha constatado al analizar algunos de los parámetros estudiados, las fotografías también nos muestran, de manera espectacular, las diferencias entre un suelo que ha sido sometido a la acción directa del fuego (Zona B), y un suelo que no ha sufrido esa acción directa, dado que el incendio en esa zona ha sido aéreo (Zonas A y C).

Las fotografías 4.3, 4.4 y 4.5 presentan un suelo afectado por un incendio aéreo o de copas (Zona A) en diferentes profundidades.

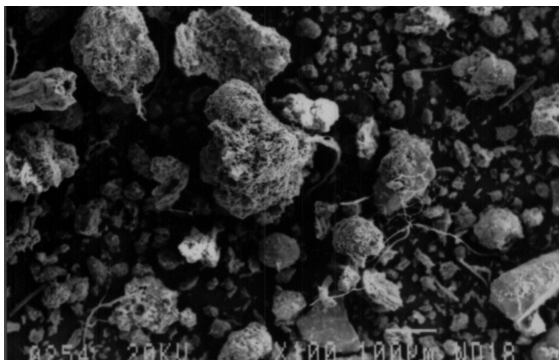
Las fotografías 4.6, 4.7 y 4.8 muestran un suelo que ha sufrido la acción directa del fuego de un incendio en sus horizontes superficiales (Zona B).

Comparando estas 6 fotografías se observa que la zona B presenta en profundidad una disminución importante de los microagregados estructurales del suelo; mientras que la zona A no.

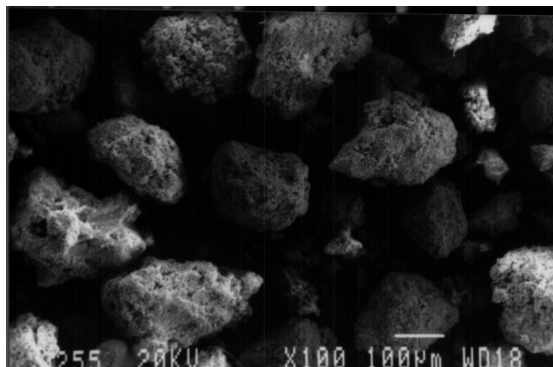
Si nos fijamos en la foto 4.5 comprobamos que presenta una estructura muy similar a la de un suelo control, mientras que la 4.8 no, lo cual indica que el fuego penetró en el horizonte superficial del suelo en la zona B, modificando la estructura de éste, además de las modificaciones biológicas que ha podido sufrir el suelo tales como la alteración de poblaciones de microorganismos, etc. (Carballas, 1993; Vazquez, 1993).

La zona B queda mucho más desprotegida frente a los agentes externos después del incendio, ya que su suelo además de quedar desnudo por la pérdida de la vegetación (importante para la contención y fertilidad del suelo), pierde cohesión estructural y queda expuesto a agentes tales como lluvias torrenciales, vientos, lo que puede conllevar pérdidas de suelo irrecuperables y de esta manera acelerar los procesos de degradación y desertización de estas zonas.

Fotografías por microscopía electrónica, de los suelos de las zonas A y B del incendio de Alcoy-Cocentaina



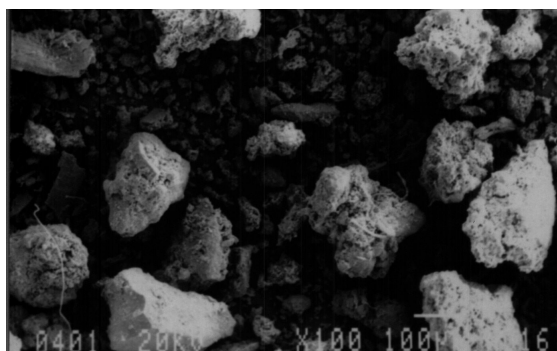
Fotografía 4.1



Fotografía 4.2



Fotografía 4.3



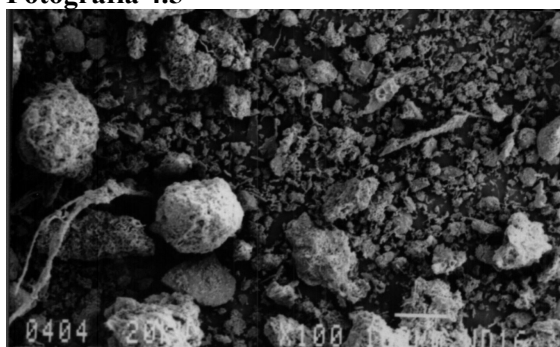
Fotografía 4.4



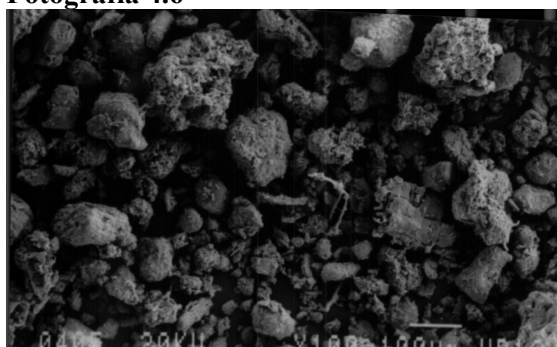
Fotografía 4.5



Fotografía 4.6



Fotografía 4.7



Fotografía 4.8

Fotografía 4.1: <i>Suelo quemado de la zona B entre 1-15 cm de profundidad.</i>
Fotografía 4.2: <i>Suelo control de la zona B entre 1-15 cm.</i>
Fotografía 4.3: <i>Cenizas (0-1 cm) de la zona A.</i>
Fotografía 4.4: <i>Suelo quemado de la zona A (1-4 cm).</i>
Fotografía 4.5: <i>Suelo quemado de la zona A (4-15cm).</i>
Fotografía 4.6: <i>Cenizas (0-1 cm) de la zona B.</i>
Fotografía 4.7: <i>Suelo quemado de la zona B (1-4 cm).</i>
Fotografía 4.8: <i>Suelo quemado de la zona B (4-15cm).</i>

IV.6.- FÓSFORO ASIMILABLE.

En el sistema suelo-planta-animal, en torno al 90% del fósforo está en el suelo y menos del 10% se encuentra repartido entre animales y plantas. Sin embargo, sólo una pequeña parte de ese 90% es utilizable por los seres vivos. La fuente del fósforo que se añade como fertilizante es de origen natural, pasando a formas muy poco solubles de fosfatos de calcio que limitan extraordinariamente su biodisponibilidad. Es fácil comprender que este nutriente revista una problemática especial en los suelos.

Las transformaciones orgánicas de fósforo comprenden un verdadero ciclo que transcurre aproximadamente en un año. El fósforo es tomado por las plantas para utilizarlo en la producción de biomasa, parte del cual regresa anualmente al suelo. La biomasa es descompuesta por microorganismos dando lugar a una acumulación de materia orgánica y fósforo orgánico; parte de este fósforo orgánico se mineraliza anualmente y se incorpora al fósforo soluble. Por tanto, las rutas de transformación de fósforo orgánico e inorgánico tienen un punto en común que es el soluble, lo que da lugar a una competición entre las dos por este fósforo (soluble). Así, el punto final de las transformaciones de fósforo en el suelo es ocluido y orgánico estable.

En cuanto a las fracciones nutricionales de fósforo, desde el punto de vista de la nutrición vegetal, son tres las fracciones principales en el suelo: 1. Fosfato en la disolución del suelo; 2. Fosfato lábil; 3. Fosfato no lábil.

La primera fracción está claramente definida y se refiere al fosfato de la disolución del suelo. La segunda es el fosfato retenido superficialmente, pero en rápido equilibrio con el de la disolución del suelo, e incluye básicamente el adsorbido sobre las superficies de los minerales de la arcilla, óxidos, hidróxidos y carbonatos.

La tercera fracción es el fosfato insoluble. Esta fracción libera fósforo muy lentamente a la fracción lábil. Dentro de ella se incluyen aquellos fosfatos menos solubles como es el caso del apatito, presente en un gran número de suelos, y parte del fósforo orgánico, junto con algunos fosfatos de hierro y aluminio.

Los microorganismos son muy importantes en la solubilización del fósforo en el suelo. Este hecho es de gran trascendencia para el crecimiento de las plantas, y es debido a las siguientes razones:

- a) Alteran la solubilidad de los compuestos orgánicos de fósforo.
- b) Mineralizan los compuestos orgánicos de fósforo liberándolo en forma inorgánica.
- c) Utilizan el fósforo inorgánico disponible para confeccionar sus componentes celulares.
- d) Provocan fenómenos de oxidación o reducción de compuestos inorgánicos de fósforo.

En estos microorganismos están incluidos bacterias, hongos y actinomicetos, aunque el poder solubilizador es muy amplio dado la gran heterogeneidad del grupo. El número de bacterias solubilizadoras de fósforo está influenciado más por el tipo de suelo y forma de cultivo que por la configuración física y contenido en humus, nitrógeno y fósforo de éste.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 22. Evolución del P en las Cenizas. Zona A.

Fósforo asimilable (mg/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	119.1	78.2	73.8	69.8	1.96 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 23. Evolución del P en el suelo superficial. Zona A.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	13.8	6.1	7.3	11.3	1.50 ns
Suelo sup. Control	5.8 ^b	3.2 ^a	2.7 ^a	4.5 ^{ab}	5.12 *
F	2.20 ns	4.04 ns	98.6 ***	11.2 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 24. Evolución del P en el suelo en profundidad. Zona A.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	4.4	3.8	5.1	6.8	0.40 ns
Suelo prof. Control	3.6	2.5	1.7	2.4	1.72 ns
F	0.04 ns	2.95 ns	21.5 **	89.9 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

El contenido de fósforo en estos suelos es bajo, tanto en la zona control como en la quemada. En superficie y en profundidad encontramos diferencias significativas en algún muestreo entre el suelo quemado y el control (*Tablas 22, 23 y 24*). En el caso del suelo superficial, observamos que el suelo control sí presenta diferencias significativas entre muestreos, señal de un mayor dinamismo, mientras que el quemado no. Por tanto las diferencias que aparecen entre control y quemado en el tercer muestreo son debidas a dos razones: por un lado, una menor variabilidad entre las muestras, y por otro una disminución de fósforo en la zona control.

En cualquier caso, si que se observa un ligero incremento en la zona quemada, que aunque no representa mucho en valor absoluto, es destacable la tendencia, lo que es acorde con lo indicado en otros trabajos, teniendo en cuenta el fósforo proveniente de las cenizas (Khanna & Raison, 1986; Kutiel & Naveh, 1987).

Observando la evolución con el tiempo, comprobamos que los resultados son similares a la evolución que presenta en esta zona el contenido de materia orgánica y nitrógeno.

Tabla 25. Evolución del P en las Cenizas. Zona B.

Fósforo asimilable (mg/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	106.0	52.8	97.5	49.9	3.08 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 26. Evolución del P en el suelo superficial. Zona B.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	19.7	9.6	7.5	7.2	3.89 ns
Suelo sup. Control	8.1 ^b	5.0 ^a	3.6 ^a	3.7 ^a	5.90 *
F	4.39 ns	3.06 ns	66.8 **	10.5 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 27. Evolución del P en el suelo en profundidad. Zona B.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	5.1 ^b	5.5 ^b	1.8 ^a	4.8 ^b	26.63 ***
Suelo prof. Control	5.4 ^b	2.7 ^a	1.6 ^a	2.5 ^a	5.30 *
F	0.09 ns	17.3 *	0.64 ns	12.1 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Al igual que en la zona A, el contenido de fósforo en la zona B en estos suelos es bajo, pero se sigue observando en el suelo superficial (Tabla 26), la misma tendencia que en la zona A, es decir, en los dos muestreos en los que encontramos diferencias significativas, éstas son debidas a un descenso en la zona control, gobernada por la dinámica del fósforo en un suelo que no ha sufrido la alteración por el fuego.

Las evoluciones con el tiempo, son las lógicas y acordes con las oscilaciones de los demás parámetros analizados.

Tabla 28. Evolución del P en las Cenizas. Zona C.

Fósforo asimilable (mg/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	96.8 ^b	43.5 ^a	90.7 ^b	27.0 ^a	13.48 **

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 29. Evolución del P en el suelo superficial. Zona C.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	17.5 ^c	1.5 ^a	15.3 ^c	6.5 ^b	55.14 ***
Suelo sup. Control	3.0 ^b	1.0 ^a	12.0 ^c	2.6 ^b	118 ***
F	91.1 ***	5.38 ns	20.9 **	7.52 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 30. Evolución del P en el suelo en profundidad. Zona C.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	5.2 ^{bc}	1.5 ^a	7.2 ^c	3.2 ^{ab}	15.51 **
Suelo prof. Control	2.0 ^{ab}	1.0 ^a	11.2 ^c	2.8 ^b	154 ***
F	21.8 **	20.5 **	10.3 *	1.74 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

El fósforo en la zona C (Tablas 28, 29 y 30), presenta la misma situación que en las zonas A y B, sigue manifestándose un bajo contenido de este nutriente en los suelos. Sin embargo, aquí sí que podemos observar que la superficie quemada sigue una evolución con variaciones entre sus muestreos, por tanto menos estática que en las otras zonas, ya que ésta es, de las tres zonas de estudio del incendio de Alcoy-Cocentaina, la menos perjudicada por el incendio forestal, como ya se ha comentado anteriormente, y se observa que en el primer y tercer muestreo, existen diferencias significativas entre el suelo quemado y el control, siendo mayor en la zona quemada, debido como ya hemos comentado para las otras zonas, al aporte por las cenizas. Se muestra como ejemplo el gráfico 12.

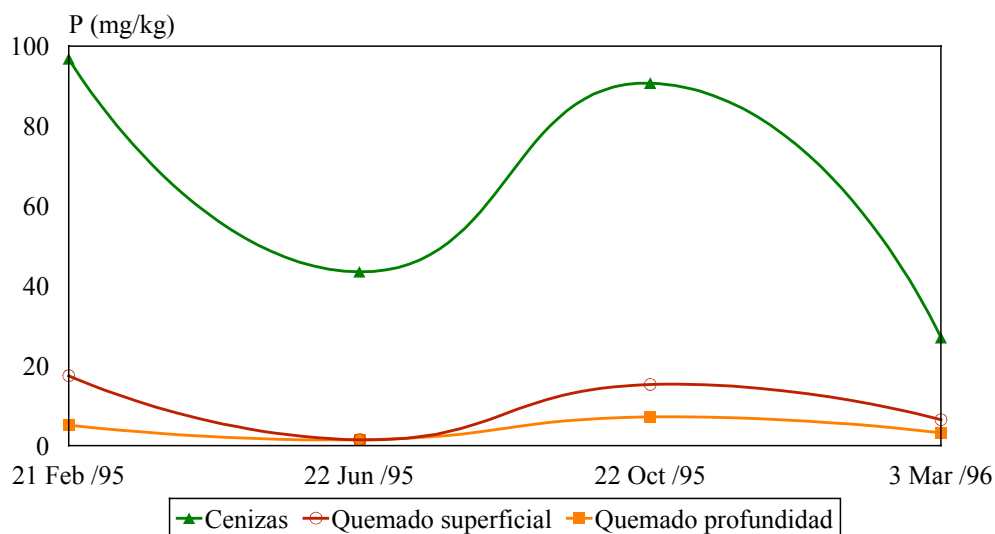


Gráfico 12.. Fósforo asimilable (mg/kg). Zona C, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina.

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 31. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar)

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	2.5 ^{bc}	-	-
102	2.7 ^{cd}	2.7 ^a	-
103	Incendio		-
104	2.7 ^{cd}	9.5 ^{bc}	5.37 [*]
124	2.6 ^{cd}	4.6 ^{ab}	7.59 [*]
144	2.0 ^{ab}	7.7 ^{ab}	20.12 ^{***}
207	2.5 ^{bc}	21.1 ^d	26.65 ^{***}
228	1.4 ^a	14.0 ^c	56.96 ^{***}
251	3.9 ^e	7.4 ^{ab}	38.48 ^{***}
279	3.2 ^d	14.2 ^c	205.63 ^{***}
304	4.0 ^e	7.6 ^{ab}	121.53 ^{***}
339	2.0 ^{ab}	6.0 ^{ab}	5.85 ^{ns}
402	2.5 ^{bc}	6.3 ^{ab}	6.17 [*]
456	2.3 ^{bc}	6.1 ^{ab}	28.75 ^{**}
F	10.35 ^{***}	7.28 ^{***}	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

En la quema controlada de Aitana, pudimos comprobar de una manera más precisa el incremento que se produce en el suelo en cuanto a fósforo asimilable tras el incendio. Lo que

en el estudio del incendio de Alcoy-Cocentaina se observaba como una tendencia, pero que en algunos casos era algo arriesgado interpretar, aquí se pudo comprobar al ser el estudio mucho más exhaustivo, y un experimento más controlado.

Se observó un incremento, que puede deberse a una transformación del fósforo existente en el suelo, de forma orgánica a inorgánica, pero en este caso consideramos importante el proveniente de las cenizas de combustión de la materia vegetal (*Raison, 1979; Khanna & Raison, 1986; Kutiel & Naveh, 1987; Serrasolsas, 1994; García Cano, 1998*).

Ya desde el día siguiente al incendio se encuentran diferencias significativas con un incremento en el suelo quemado, aumento que experimenta su máximo en el día 207, en el cual el contenido de fósforo asimilable es casi 10 veces superior en la zona quemada respecto a la control, lo que supone una ayuda para el desarrollo de la cubierta vegetal, si tenemos en cuenta que el fósforo puede ser un elemento limitante en el crecimiento y desarrollo de la vegetación.

Este aumento en el contenido de fósforo asimilable permanece durante todo el periodo de estudio, con diferencias significativas en todos los muestreos realizados.

Tabla 32. Evolución del P en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Fósforo asimilable (mg/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	7.4 _a	48.3 _b	98.8 _c	105.72 ***
279	14.2 _a	26.1 _b	52.1 _c	38.39 ***
304	7.6 _a	27.0 _b	63.1 _c	55.21 ***
339	6.0 _a	24.0 _b	57.9 _c	48.65 ***
402	6.3 _a	46.9 _b	80.4 _c	261.39 ***
456	6.1 _a	48.4 _b	84.4 _c	81.99 ***
F	9.54 ***	11.70 ***	11.75 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

Comparando el efecto de los tratamientos aplicados (*Tabla 32 y Gráfico 13*), y como era de esperar, se observa el incremento de fósforo producido por la aplicación de las distintas dosis de compost, incremento que muestra diferencias estadísticamente significativas en todos los muestreos realizados.

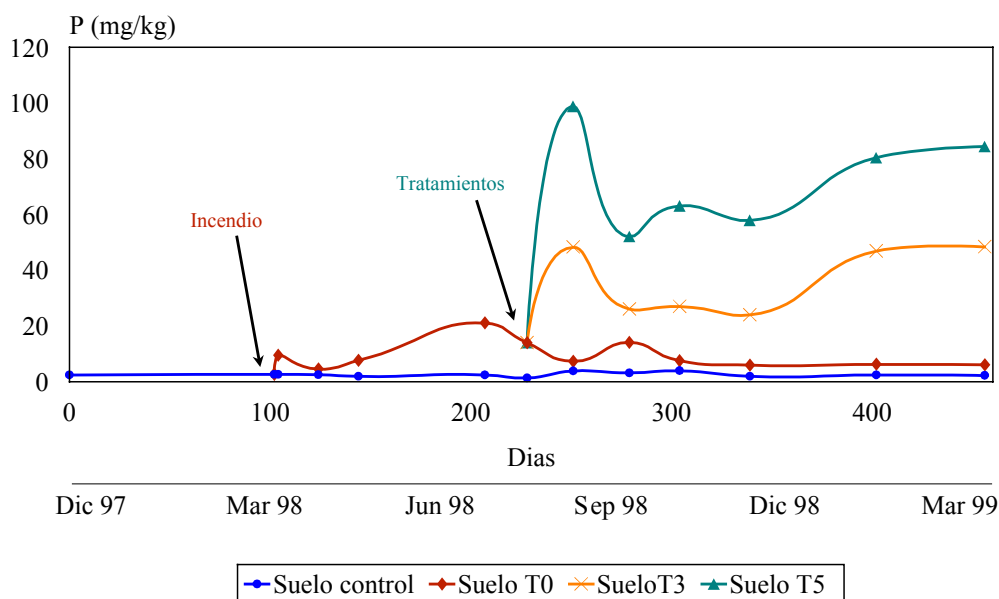


Gráfico 13. Fósforo asimilable (mg/kg). Parcela experimental de Aitana.

IV.7.- pH.

El pH del suelo condiciona sus diversas propiedades, su comportamiento y por tanto el crecimiento de las plantas. Cada planta adquiere mayor vigor y productividad dentro de un cierto intervalo de valores de pH, lo que no significa que no pueda sobrevivir fuera del intervalo indicado, dado que presentan una cierta capacidad de adaptación. La movilidad de los elementos en los suelos varía en función del pH (*Porta et al., 1993*).

Los microorganismos también son sensibles a las características químicas del medio en el que viven. De ahí que sea de interés observar las variaciones que los incendios forestales provocan en este parámetro y por tanto, indirectamente, en sus consecuencias.

El tiempo de recuperación del pH original del suelo, si éste ha sido modificado por el incendio va a depender de varios factores: la intensidad del incendio, la cantidad y naturaleza de las cenizas aportadas, el pH original del suelo, el contenido de materia orgánica, la capacidad tampón del suelo afectado, así como de las características orográficas y climáticas de la zona en cuestión.

Aunque la recuperación del pH puede producirse en un tiempo relativamente corto, existen datos de casos en los que se han necesitado 50 años para su recuperación (*Viró, 1974*).

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 33. Evolución del pH en las cenizas. Zona A.

pH. Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	7.66	7.81	7.79	7.70	0.49 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 34. Evolución del pH en el suelo superficial. Zona A.

pH. Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	7.90	7.91	7.81	7.70	0.97 ns
Suelo sup. Control	7.48	7.46	7.74	7.54	3.68 ns
F	21.1 **	17.0 *	0.34 ns	1.63 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 35. Evolución del pH en el suelo en profundidad. Zona A.

pH. Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	8.12	7.80	7.96	7.83	2.40 ns
Suelo prof. Control	7.61	7.42	7.72	7.55	1.68 ns
F	30.0 **	7.24 ns	3.20 ns	2.85 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En cuanto al pH, existen diferencias significativas en el primer muestreo en la zona A, tanto en superficie como en profundidad, y en el segundo, sólo en superficie, siendo la zona quemada más básica que la control debido al aporte de cenizas (Tablas 34 y 35). Sin embargo, en los siguientes muestreos estas diferencias desaparecen, probablemente por un lavado y transporte de cenizas favorecido por la elevada pendiente de esta zona. Suponemos que en los primeros meses posteriores al incendio, estas diferencias podrían ser mayores que las encontradas por nosotros en los análisis del primer muestreo (realizado a los 6 meses del incendio) (Gráficos 14 y 15).

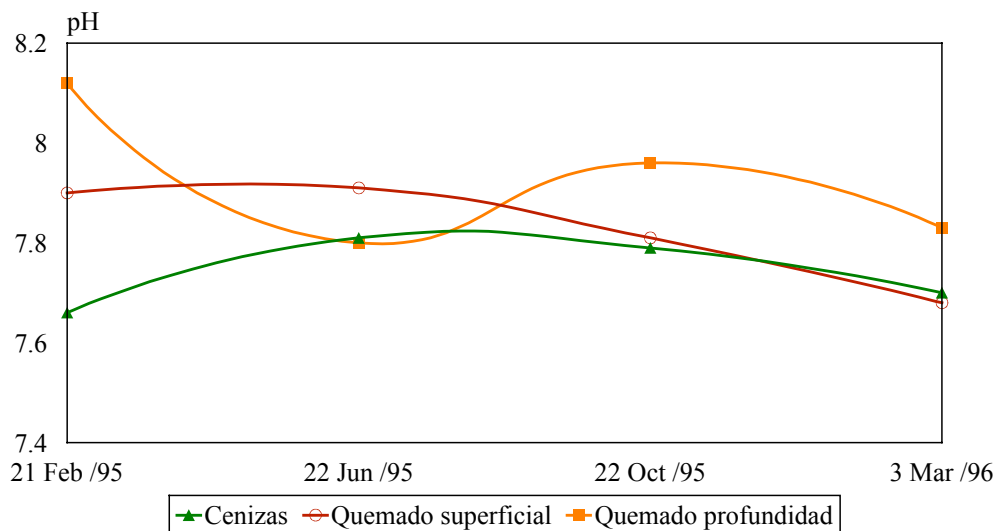


Gráfico 14. pH. Zona A, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina

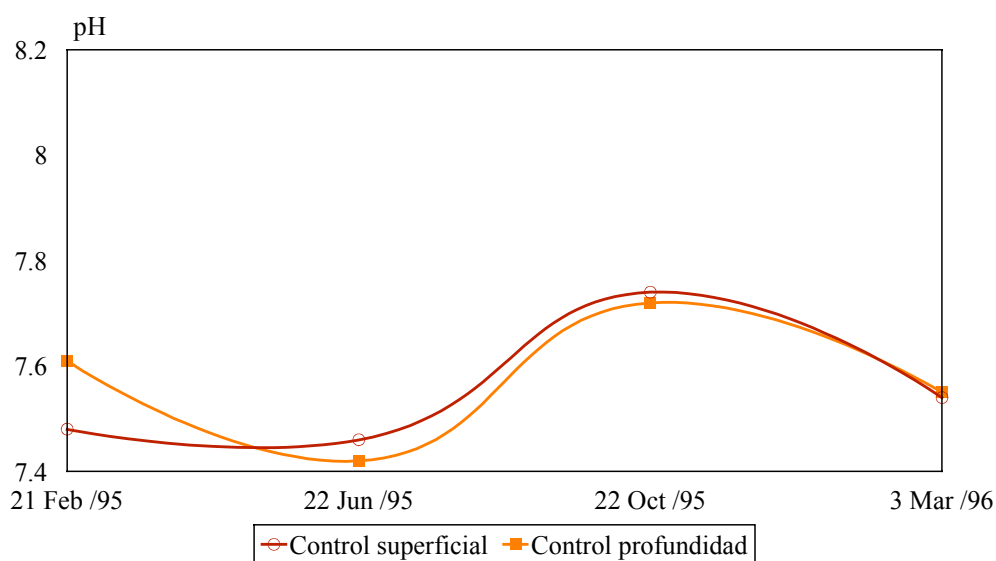


Gráfico 15. pH. Zona A, control. Alcoy-Cocentaina

Tabla 36. Evolución del pH en las cenizas. Zona B.

pH. Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	7.84 ^c	7.32 ^b	7.73 ^c	7.10 ^a	34.33 ***

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
 a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 37. Evolución del pH en el suelo superficial. Zona B.

pH. Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	7.52 ^c	7.00 ^a	7.42 ^c	7.22 ^b	21.40 ***
Suelo sup. Control	7.32	7.19	7.49	7.30	1.37 ns
F	1.03 ns	5.53 ns	0.90 ns	2.03 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 38. Evolución del pH en el suelo en profundidad. Zona B.

pH. Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	7.40	7.20	7.46	7.23	2.45 ns
Suelo prof. Control	7.56	7.40	7.62	7.55	1.12 ns
F	1.19 ns	7.19 ns	6.29 ns	4.00 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

El pH en la zona B (Tablas 36, 37 y 38) no presenta diferencias significativas entre los valores del suelo quemado y los del control. Aquí los aportes de cenizas vegetales se han producido de una forma paulatina durante los meses posteriores al incendio, no como en la zona A, donde la gran mayoría de la cenizas se incorporaron durante y al poco tiempo de producirse éste. Por tanto, la deposición de cenizas no ha podido modificar significativamente el pH del suelo en esta zona.

Tabla 39. Evolución del pH en las cenizas. Zona C.

pH. Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	7.61	7.42	7.72	7.59	1.06 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 40. Evolución del pH en el suelo superficial. Zona C.

pH. Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	7.60 ^a	7.52 ^a	7.82 ^b	7.65 ^{ab}	5.15 *
Suelo sup. Control	7.14 ^{ab}	7.01 ^a	7.34 ^b	7.73 ^c	19.91 ***
F	14.0 *	46.0 **	26.12 **	2.37 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 41. Evolución del pH en el suelo en profundidad. Zona C.

pH. Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	7.55	7.42	7.70	7.67	2.84 ns
Suelo prof. Control	7.39 ^b	7.12 ^a	7.57 ^c	7.62 ^c	22.16 ***
F	3.36 ns	26.7 **	8.36 *	0.16 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Puesto que es en la zona C donde las cenizas tienen una mayor repercusión sobre el suelo, debido a que la orografía facilita la retención de las cenizas aportadas, es aquí donde encontramos mayores diferencias significativas por un aumento de pH en superficie, siendo más alto en la zona quemada (Tabla 40).

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 42. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

pH. Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	7.19 ^{bc}	-	-
102	7.05 ^{ab}	7.05 ^a	-
103	Incendio		-
104	7.06 ^{abc}	7.25 ^{cd}	26.33 ***
124	7.03 ^{ab}	7.42 ^{ef}	86.58 ***
144	7.06 ^{abc}	7.83 ^g	680.37 ***
207	7.04 ^{ab}	7.53 ^f	183.03 ***
228	7.03 ^{ab}	7.33 ^{de}	57.50 ***
251	7.01 ^a	7.17 ^{bc}	7.27 *
279	7.17 ^{de}	7.23 ^{cd}	0.73 ns
304	7.23 ^e	7.33 ^{de}	4.80 ns
339	7.22 ^e	7.25 ^{cd}	0.20 ns
402	7.13 ^{cd}	7.17 ^{bc}	0.34 ns
456	6.99 ^a	7.10 ^{ab}	4.50 ns
F	7.20 ***	38.20 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

El pH del suelo (Tabla 42) se ve incrementado ya desde el día siguiente al incendio, debido al aporte de cationes, óxidos y carbonatos contenidos en la cama de cenizas (Ibañez *et al.*, 1983). Esto lo podemos comprobar más adelante al consultar los resultados obtenidos tanto para la conductividad eléctrica, como para los distintos cationes analizados.

Con el tiempo, el pH se va recuperando y a los cuatro meses tras el incendio ya no encontramos diferencias significativas entre el suelo quemado y el suelo control; debemos

tener en cuenta que el aporte de cenizas no ha tenido un efecto a largo plazo, ya que como hemos indicado anteriormente, hubo una fuerte erosión eólica en los primeros meses posteriores al incendio.

Tabla 43. Evolución del pH en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

pH. Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	7.17 _b ^{ab}	6.82 _a ^a	6.76 _a ^a	6.54 *
279	7.23 _{abc}	7.01 _{ab}	7.15 _b	2.33 ns
304	7.33 _b ^c	7.22 _a ^c	7.16 _a ^b	9.45 **
339	7.25 _{bc}	7.30 _c	7.19 _b	2.46 ns
402	7.17 _{ab}	7.17 _{bc}	7.21 _b	0.18 ns
456	7.10 _a	7.18 _{bc}	7.08 _b	1.21 ns
F	3.16 *	6.61 **	7.24 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

La aplicación del compost (Tabla 43), en lo que respecta al pH, ha producido un aumento de la acidez del suelo, hecho que favorece la recuperación del pH que se había incrementado a consecuencia del incendio. Con el tiempo y como podemos observar más claramente en el gráfico 16, el pH del suelo no muestra diferencias significativas entre control, quemado y los diferentes tratamientos al final del experimento, señal del mantenimiento del buen efecto tampón de estos suelos.

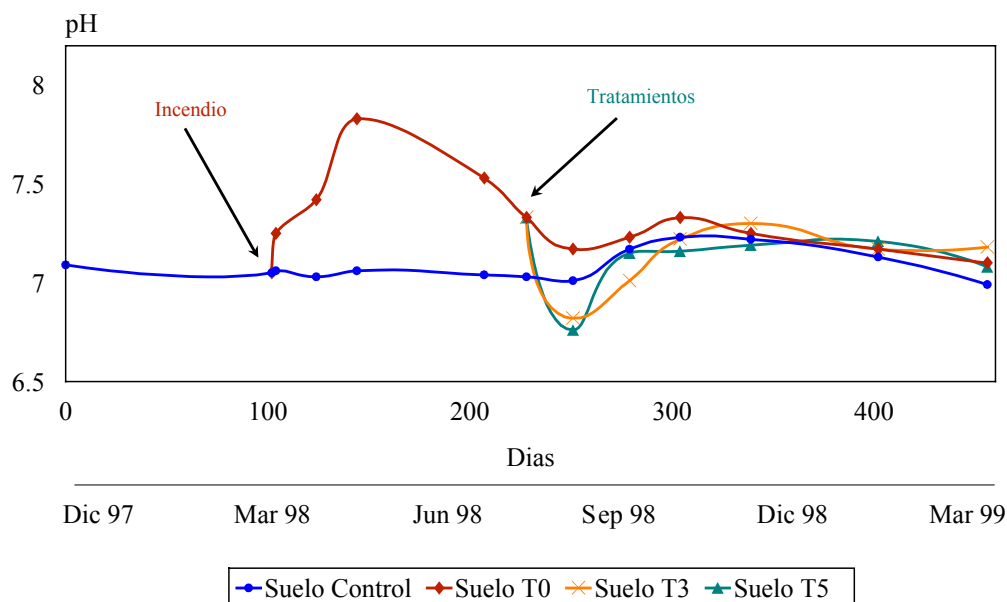


Gráfico 16. pH. Parcela experimental de Aitana.

En la *tabla 44* podemos observar las correlaciones existentes que hay entre el pH y la conductividad eléctrica (C.E.), comprobando que para el suelo quemado y sin tratamiento (Suelo T₀) existe una buena correlación positiva entre ambos, justificada por que la variación de pH coincide con el aporte de cenizas, y éste es el causante también del incremento de la conductividad eléctrica.

Tabla 44. Correlaciones entre el pH y la Conductividad Eléctrica.
Parcela experimental de Aitana

pH frente C.E.	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	-0.6450	*
Suelo T ₀ (Quemado)	0.7290	**
Suelo T ₃	-0.8533	*
Suelo T ₅	-0.7859	ns

En el caso del tratamiento T₃ y T₅, la correlación negativa que obtenemos está justificada por el hecho de que es más importante el efecto acidificante de la materia orgánica (aporte al suelo de componentes con grupos protonizables y absorción de cationes básicos), que la reperusión de las propias sales aportadas, sobre un incremento potencial del pH.

IV.8.- CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.

El aporte de cenizas como consecuencia directa de la combustión de la vegetación, así como la de la materia orgánica del horizonte más superficial del suelo, en el caso de incendios intensos, provoca un incremento en el contenido de sales en el suelo inmediatamente después del incendio. La medida de la conductividad eléctrica, nos cuantifica esta alteración.

Al igual que el pH, la persistencia de la modificación de la conductividad eléctrica dependerá de los mismos factores ya mencionados antes.

En incendios de intensidad alta y moderada se producen incrementos en la conductividad eléctrica del suelo tras el paso del fuego (*Kwari & Batey, 1991*). Las condiciones climáticas y en especial el régimen pluviométrico de la zona afectada, así como las condiciones orográficas, van a marcar la evolución del contenido en sales tras el incendio.

En condiciones de pluviometrías elevadas y pendientes acusadas, la exportación de estas sales hacia cotas de nivel más bajas condicionan un empobrecimiento de nutrientes en el medio edáfico. Por este motivo consideramos esta determinación interesante para evaluar si existe una pérdida de sales minerales a corto y medio plazo.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 45. Evolución de la C.E. en las cenizas. Zona A.

C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	756 ^b	569 ^{ab}	536 ^{ab}	315 ^a	4.19 *

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 46. Evolución de la C.E. en el suelo superficial. Zona A.

C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	459	440	373	313	2.51 ns
Suelo sup. Control	412 ^b	486 ^b	296 ^a	270 ^a	9.66 **
F	1.18 ns	0.51 ns	1.61 ns	1.20 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 47. Evolución de la C.E. en el suelo en profundidad. Zona A.

C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	303 ^a	391 ^b	310 ^a	260 ^a	9.14 **
Suelo prof. Control	385 ^b	408 ^b	258 ^a	275 ^a	6.74 *
F	7.33 ns	0.22 ns	3.47 ns	0.13 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En la zona A (*Tablas 45, 46 y 47*), no se han obtenido diferencias significativas, a pesar del aporte de sales por las cenizas. La explicación pensamos que debe buscarse en el arrastre de éstas por el viento (erosión eólica) y las lluvias (erosión hídrica), favorecido por la elevada pendiente del terreno.

Probablemente aunque no hemos encontrado diferencias al comenzar nuestras observaciones seis meses después del incendio, sí las hubiésemos hallado en los primeros meses tras el paso del fuego.

Tabla 48. Evolución de la C.E. en las cenizas. Zona B.

C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	468	565	418	278	2.68 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 49. Evolución de la C.E. en el suelo superficial. Zona B.

C.E. ($\mu\text{S/cm}$). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	393 ^{ab}	539 ^b	483 ^b	293 ^a	5.09 [*]
Suelo sup. Control	313 ^a	464 ^b	229 ^a	225 ^a	15.73 ^{**}
F	2.15 ns	1.12 ns	26.5 [*]	3.51 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 50. Evolución de la C.E. en el suelo en profundidad. Zona B.

C.E. ($\mu\text{S/cm}$). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	273	411	302	234	3.83 ns
Suelo prof. Control	260	325	189	195	4.05 ns
F	0.74 ns	2.51 ns	2.20 ns	0.88 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Se observan ligeros aumentos en la conductividad eléctrica del suelo quemado con respecto al control en la zona B, aunque no son significativos, sólo en el tercer muestreo en el suelo en superficie se recogen diferencias significativas en la zona quemada, coincidiendo con el nuevo aporte de cenizas ya mencionado anteriormente y que proporciona nuevas cantidades de sales al suelo en superficie (Tabla 49 y Gráficos 17 y 18).

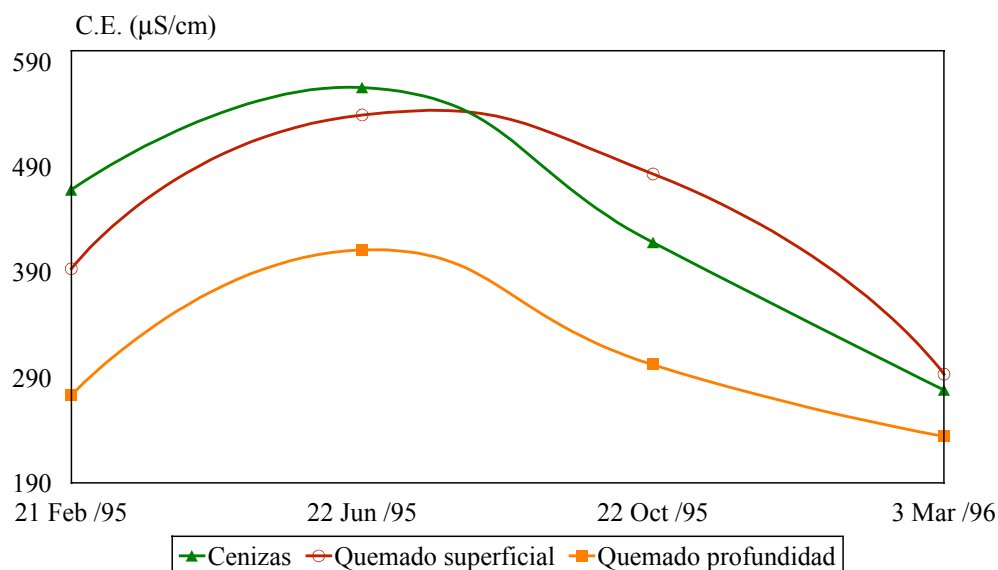


Gráfico 17. Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$). Zona B, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina

En la zona control, el gráfico se corresponde muy claramente con la de la materia orgánica; hay una disminución muy grande por arrastre y lavado del suelo por las lluvias en el periodo en que se registra un aumento de pluviosidad (*Gráfico 18*).

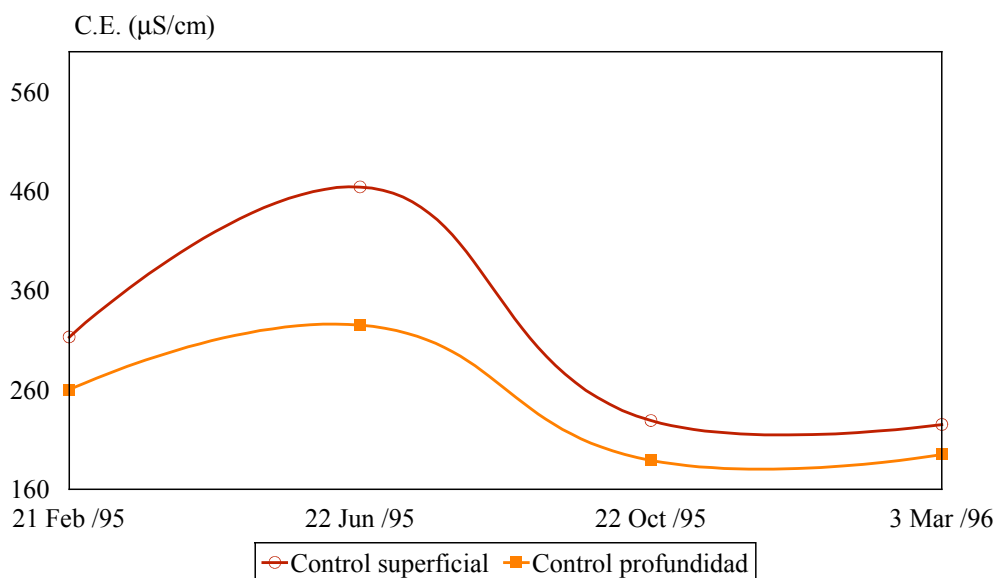


Gráfico 18. Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Zona B, control. Alcoy-Cocentaina

Tabla 51. Evolución de la C.E. en las cenizas. Zona C.

C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	641 ^c	493 ^b	477 ^b	336 ^a	48.57 ***

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 52. Evolución de la C.E. en el suelo superficial. Zona C.

C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	605 ^b	360 ^a	374 ^a	297 ^a	9.29 **
Suelo sup. Control	490 ^d	405 ^c	207 ^b	125 ^a	53.78 ***
F	5.17 ns	0.55 ns	21.6 **	12.9 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 53. Evolución de la C.E. en el suelo en profundidad. Zona C.

C.E. ($\mu\text{S/cm}$). Suelo profundidad. Zona C - <i>Incendio de Alcoy-Cocentaina</i>					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	355	324	274	254	3.56 ns
Suelo prof. Control	395 ^c	280 ^b	187 ^a	128 ^a	26.85 ***
F	1.94 ns	1.04 ns	24.4 **	10.6 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En la zona C (*Tablas 51, 52 y 53*), se produce un aumento de la conductividad del suelo por el aporte de cenizas vegetales. Aparecen diferencias significativas en el tercer y cuarto muestreo tanto en superficie como en profundidad, que es cuando la situación superficial del suelo ha podido ser modificada por la cantidad de sales aportadas, justo antes de apreciarse éste incremento.

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 54. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

C.E. ($\mu\text{S/cm}$). Suelo superficial - <i>Parcela experimental de Aitana</i>			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	243 ^{de}	-	-
102	252 ^e	252 ^{cd}	-
103	Incendio		-
104	248 ^e	359 ^{ef}	36.96 ***
124	241 ^{de}	331 ^e	51.83 ***
144	224 ^{cde}	419 ^g	291.38 ***
207	231 ^{de}	388 ^{fg}	96.35 ***
228	216 ^{cd}	261 ^d	8.80 *
251	238 ^{de}	260 ^d	0.96 ns
279	234 ^{de}	288 ^d	4.24 ns
304	176 ^{ab}	202 ^{ab}	1.25 ns
339	150 ^a	170 ^a	1.20 ns
402	197 ^{bc}	219 ^{bc}	2.04 ns
456	235 ^{de}	212 ^b	2.47 ns
F	6.49 ***	35.21 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Tras el incendio se producen aumentos en la conductividad eléctrica del suelo (*Tabla 54*), que ya se manifiestan al día siguiente a éste, debido a los iones provenientes de las cenizas vegetales. Estas diferencias desaparecen a los 4 meses del incendio entre el suelo

control y el quemado; resultados que concuerdan muy bien con los obtenidos para el pH, que también se recuperaba a los 4 meses.

Aquí podemos comprobar que si el estudio lo hubiésemos comenzado a los cuatro meses después del incendio, no encontraríamos diferencias significativas en cuanto a la conductividad eléctrica del suelo; lo cual nos hace pensar que estamos en lo correcto en las interpretaciones y suposiciones que hemos realizado para el estudio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 55. Evolución de la C.E. en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

C.E. ($\mu\text{S/cm}$). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	260 _a ^{bc}	1104 _b ^c	1686 _c ^d	79.29 ***
279	288 _a ^c	1017 _b ^c	1055 _b ^c	25.11 ***
304	202 _a ^a	493 _b ^b	761 _c ^b	50.34 ***
339	170 _a ^a	436 _b ^{ab}	628 _c ^b	36.47 ***
402	219 _a ^{ab}	300 _{ab} ^{ab}	405 _b ^a	4.88 *
456	212 _{ab}	243 _a	275 _a	3.21 ns
F	6.48 **	31.35 ***	53.90 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d, e, f : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

La aplicación de los tratamientos supone un aumento en la conductividad eléctrica, tanto mayor cuanto mayor es la dosis de compost de lodo incorporado (Tabla 55). Resultados totalmente lógicos, si pensamos en la conductividad inicial del material orgánico que estamos aportando con los tratamientos

Es de destacar la disminución producida en el mes de septiembre, coincidiendo con uno de los meses de máxima pluviometría en 1998 en esta zona (Tabla 2.8.3.10, *apdo introducción*). Las diferencias significativas se manifiestan entre los tratamientos, pero ya en el último muestreo (día 456) desaparecen, recuperándose el nivel de conductividad eléctrica original del suelo, siendo este hecho muy importante, ya que la aplicación de compost como ayuda a la regeneración de la cubierta vegetal, no va a suponer un aumento de la salinidad del suelo de forma permanente (Gráfico 19).

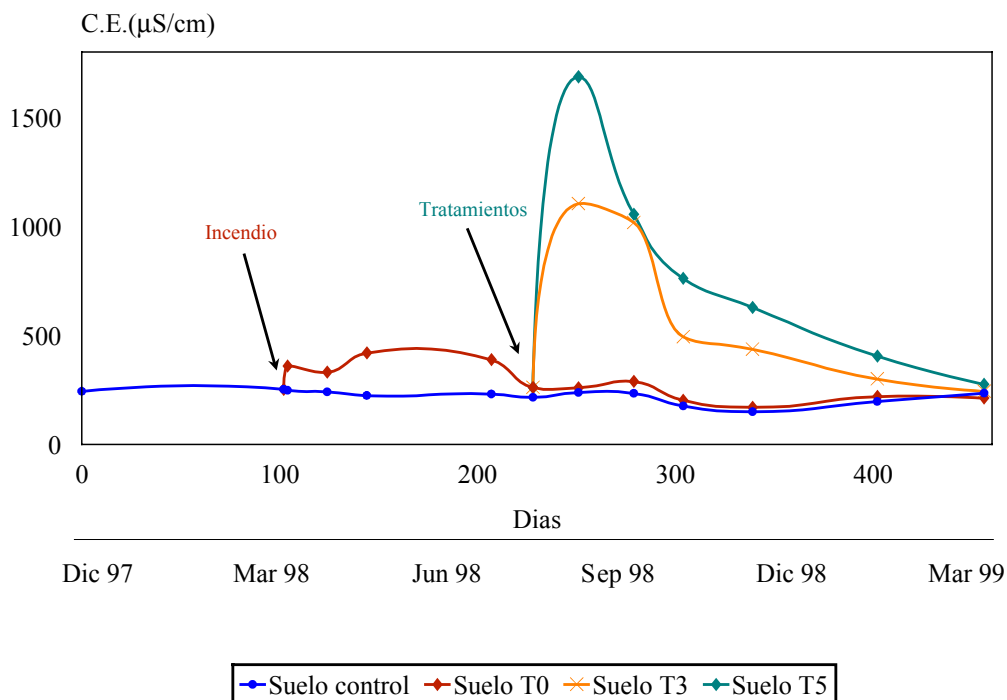


Gráfico 19. Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$). Parcela experimental de Aitana.

IV.9.- SODIO.

La cantidad y el estado de los principales cationes biogénicos en los ecosistemas edáficos resulta esencial para el análisis de la productividad real y potencial de cualquier biogeocenosis (Ibañez *et al.*, 1983). A continuación se muestran los resultados de los análisis y tratamientos estadísticos de los principales cationes asimilables, incluidos dentro de los considerados macronutrientes esenciales.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 56. Evolución del Na en las cenizas. Zona A.

Sodio (g/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.101	0.131	0.076	0.018	2.88 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 57. Evolución del Na en el suelo superficial. Zona A.

Sodio (g/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.085 ^b	0.059 ^{ab}	0.062 ^{ab}	0.025 ^a	4.63 *
Suelo sup. Control	0.051	0.046	0.039	0.038	0.28 ns
F	2.25 ns	1.30 ns	2.65 ns	1.04 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 58. Evolución del Na en el suelo en profundidad. Zona A.

Sodio (g/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.060	0.048	0.049	0.025	1.28 ns
Suelo prof. Control	0.063	0.045	0.033	0.039	1.23 ns
F	0.01 ns	0.21 ns	0.74 ns	2.23 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

El contenido de sodio en estos suelos (zona A) es muy bajo (Tablas 57 y 58). Ocurre algo similar a lo que sucedía con el fósforo, en el sentido de que aparecen en algún muestreo diferencias significativas en los resultados, pero realmente son muy escasas, dado que estamos hablando de niveles muy bajos de sodio, de un contenido relativamente bajo en las cenizas (Tabla 56) que va a repercutir poco en el aporte al suelo, y de un catión con alta movilidad. En cuanto a la evolución de este parámetro con el tiempo, es totalmente concordante con los otros resultados ya discutidos.

Tabla 59. Evolución del Na en las cenizas. Zona B.

Sodio (g/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.080 ^c	0.174 ^d	0.048 ^b	0.024 ^a	89.15 ***

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 60. Evolución del Na en el suelo superficial. Zona B.

Sodio (g/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.076 ^c	0.099 ^d	0.043 ^b	0.021 ^a	84.48 ***
Suelo sup. Control	0.056 ^b	0.063 ^b	0.038 ^{ab}	0.013 ^a	7.08 *
F	13.1 *	6.38 ns	0.23 ns	0.86 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 61. Evolución del Na en el suelo en profundidad. Zona B.

Sodio (g/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.073 ^b	0.087 ^b	0.040 ^a	0.022 ^a	12.78 **
Suelo prof. Control	0.051 ^{bc}	0.053 ^c	0.027 ^{ab}	0.012 ^a	6.31 *
F	2.09 ns	45.6 **	0.72 ns	1.18 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

De la misma manera que describíamos el comportamiento de este catión en la zona A y coincidiendo con lo que le ocurre al fósforo, desde el punto de vista cuantitativo, los contenidos de sodio son muy bajos en el suelo y en la materia vegetal de estos bosques, por tanto pocas modificaciones encontramos en el suelo desde que comenzamos el estudio en cuanto al sodio se refiere (*Tablas 60 y 61*).

La evolución con el tiempo es acorde con lo comentado tanto en la zona quemada como en la control, y el contenido de este elemento alcalino en las cenizas (*Tabla 59*) es bajo.

Tabla 62. Evolución del Na en las cenizas. Zona C.

Sodio (g/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.064 ^b	0.041 ^a	0.034 ^a	0.024 ^a	7.23 *

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 63. Evolución del Na en el suelo superficial. Zona C.

Sodio (g/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.049 ^b	0.043 ^b	0.027 ^a	0.022 ^a	7.83 **
Suelo sup. Control	0.026 ^a	0.053 ^b	0.018 ^a	0.011 ^a	11.07 **
F	6.66 ns	2.22 ns	1.33 ns	18.3 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 64. Evolución del Na en el suelo en profundidad. Zona C.

Sodio (g/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.038 ^{ab}	0.043 ^b	0.025 ^a	0.022 ^a	4.12 *
Suelo prof. Control	0.016 ^a	0.049 ^b	0.015 ^a	0.010 ^a	50.91 ***
F	8.30 *	0.74 ns	5.66 ns	8.67 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Al igual, que en las zonas A y B, aquí en la C, el contenido de sodio es muy bajo, por tanto no podemos hablar de modificaciones importantes en valor absoluto (Tablas 62, 63 y 64).

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 65. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Sodio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	0.028 ^b	-	-
102	0.034 ^{bc}	0.034 ^{ab}	-
103	Incendio		-
104	0.025 ^{ab}	0.022 ^a	1.09 ns
124	0.028 ^b	0.081 ^f	144.56 ***
144	0.023 ^{ab}	0.075 ^{ef}	81.64 ***
207	0.031 ^{bc}	0.052 ^{cd}	14.38 **
228	0.013 ^a	0.022 ^a	7.72 *
251	0.042 ^c	0.072 ^{ef}	7.03 *
279	0.057 ^d	0.076 ^{ef}	2.10 ns
304	0.059 ^d	0.063 ^{de}	0.16 ns
339	0.015 ^a	0.023 ^a	3.75 ns
402	0.034 ^{bc}	0.039 ^{bc}	23.01 **
456	0.034 ^{bc}	0.037 ^{abc}	0.55 ns
F	9.08 ***	21.09 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Coincidiendo con los resultados obtenidos para la conductividad eléctrica, se puede observar el incremento que experimenta el Na en el suelo tras el paso del fuego. Encontramos diferencias significativas a partir del segundo muestreo (día 124) desde el incendio, es decir a los 25 días desde que se produce éste (Tabla 65).

De todas maneras, los niveles son muy bajos en valor absoluto, lógico teniendo en cuenta que el aporte de sodio por las cenizas no puede ser muy elevado, ya que la vegetación no presenta un alto contenido de este elemento, al igual que el suelo antes del incendio.

Es destacable, sin embargo la similitud de la evolución del contenido de sodio en los suelos con la evolución de la conductividad eléctrica, (Gráficos 19 y 20 y Tabla de correlaciones 100).

Tabla 66. Evolución del Na en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Sodio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	0.072 ^a _b	0.239 ^b _d	0.277 ^b _d	18.01 ***
279	0.076 ^a _b	0.195 ^b _d	0.212 ^b _c	9.25 **
304	0.063 ^a _b	0.139 ^b _c	0.186 ^c _c	30.88 ***
339	0.023 ^a _a	0.122 ^b _{bc}	0.159 ^c _{bc}	45.31 ***
402	0.039 ^a _a	0.079 ^b _{ab}	0.102 ^c _{ab}	21.31 ***
456	0.037 ^a _a	0.061 ^b _a	0.067 ^b _a	6.88 *
F	10.70 ***	16.39 ***	12.25 ***	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

En cuanto a la aplicación de los tratamientos (Tabla 66), se encuentran aumentos considerables de este catión en los primeros muestreos desde la incorporación al suelo de las dos dosis de compost, con importantes niveles de significación en sus diferencias. Sin embargo y gracias a las precipitaciones del mes de Septiembre, y a que el sodio es un catión poco retenido por el complejo de cambio, se produce una moderada lixiviación de este elemento y las diferencias entre los tratamientos se van atenuando (Gráfico 20).

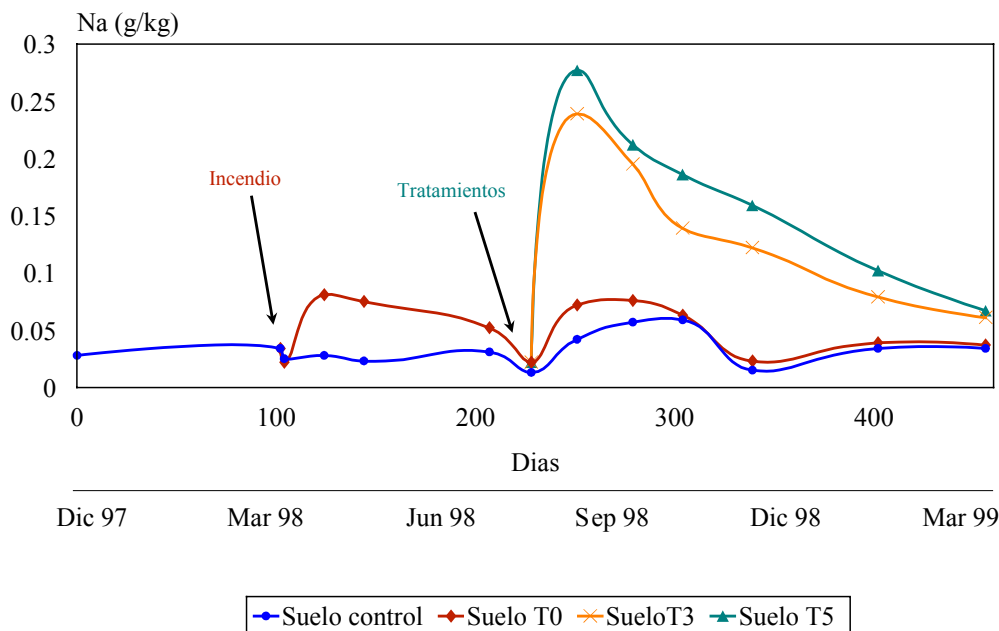


Gráfico 20. Sodio (g/kg). Parcela experimental de Aitana.

Por tanto podemos suponer en este caso que en un periodo de tiempo relativamente corto desaparece el posible efecto perjudicial que se podría derivar del exceso de sodio tanto por sus efectos dispersantes sobre el complejo arcillo-húmico del suelo como para el desarrollo adecuado de la vegetación.

IV.10.- POTASIO.

El K se encuentra en la litosfera, en un contenido medio del 2.6 %, promedio éste que hace que podamos considerarlo como un elemento abundante, si se compara con el P (0.12 %) o el S (0.05 %). Generalmente, el nivel de K en el suelo es más elevado que el de N o el de P, alcanzando un porcentaje promedio del 1.4 %, y acumulándose principalmente en la fracción fina del suelo, y sobre todo en la arcilla. Un intervalo de 12 a 24 mg de K intercambiable por cada 100 g de suelo, parece aceptable para un amplio rango de suelos.

Podemos considerar que el K presente en los suelos forestales, tiene una de las siguientes procedencias: materiales edáficos y restos animales y vegetales.

Exceptuando el que se añade al suelo como fertilizante, el K proviene, principalmente, de la descomposición y meteorización de los minerales que lo contienen.

La segunda fuente de K la representan los materiales, tanto de origen animal como vegetal, en descomposición y de la propia microfauna existente en los suelos.

En cuanto a la disponibilidad del K procedente de residuos orgánicos, es claro que la descomposición y degradación de los mismos se ve influenciada por numerosos factores como: humedad, temperatura, pH del suelo, flora microbiana y actividad biológica del suelo. Todos estos factores modifican, por tanto, la liberación y el paso del K a formas posteriormente disponibles para las plantas.

El K es un elemento abundante en los tejidos vegetales, solamente superado por algunos elementos como C, H, O y N, componentes básicos de las estructuras moleculares de los seres vivos.

El K es un elemento esencial para todos los organismos vivos. En la fisiología de la planta, es el catión más importante debido a su gran contenido en los tejidos, y a sus funciones fisiológicas y bioquímicas.

A diferencia del resto de los macronutrientes, el K no forma parte de la estructura de ninguna biomolécula, por lo que se han sugerido como principales misiones para este elemento en las plantas:

- Regulación del régimen hídrico.
- Regulación del pH de los jugos celulares.

- Mantenimiento de la organización celular.
- Mantenimiento de la permeabilidad de las membranas.

El hecho de que las plantas deficientes en K, presenten una serie de alteraciones metabólicas como: acumulación de azúcares reductores y de carbohidratos solubles, y posterior descenso en el contenido de azúcares hidrolizables, así como la acumulación de aminoácidos, ha hecho suponer que el K debe intervenir activamente en varios pasos de ciertas rutas metabólicas, tales como la síntesis de almidón, síntesis proteica, glicolisis, fosforilación oxidativa, fotofosforilación, respiración, y metabolismo de nucleótidos. Se ha demostrado experimentalmente que uno o más sistemas enzimáticos, de los presentes en dichas vías metabólicas, se activan por la presencia de K.

El K es el principal catión presente en los jugos vegetales, donde se encuentra, esencialmente, en forma de sales orgánicas (oxalatos, tartratos y malatos), de combinaciones complejas con coloides celulares, y en forma inorgánica acompañando a los aniones NO_3^- y PO_4^{3-} .

La característica más importante del K, es la gran velocidad con lo que lo toman los tejidos de las plantas. Esta velocidad de absorción depende de un mecanismo activo, y hay evidencias de que es el único elemento esencial catiónico, que puede ser transportado en contra del gradiente electro-químico, en las células de las plantas.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 67. Evolución del K en las cenizas. Zona A.

Potasio (g/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.824	0.589	0.578	0.611	1.15 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 68. Evolución del K en el suelo superficial. Zona A.

Potasio (g/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.473 ^b	0.347 ^{ab}	0.251 ^a	0.267 ^a	5.23 *
Suelo sup. Control	0.417	0.373	0.255	0.439	2.36 ns
F	0.26 ns	0.17 ns	0.01 ns	18.8 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 69. Evolución del K en el suelo en profundidad. Zona A.

Potasio (g/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.189	0.241	0.199	0.236	1.77 ns
Suelo prof. Control	0.297 ^{ab}	0.276 ^{ab}	0.213 ^a	0.354 ^b	4.27 *
F	6.65 ns	1.38 ns	0.25 ns	10.2 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
 a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Quizás, la primera observación destacable sea, a diferencia del sodio, su importante participación cuantitativa en estos suelos.

En la zona A quemada, las cenizas presentan inicialmente un gran contenido de K disponible (Tabla 67 y Gráfico 21), ya que es fácilmente extraíble del material vegetal; no como el calcio que precisa de la mineralización o de un proceso de extracción más energético para liberarse.

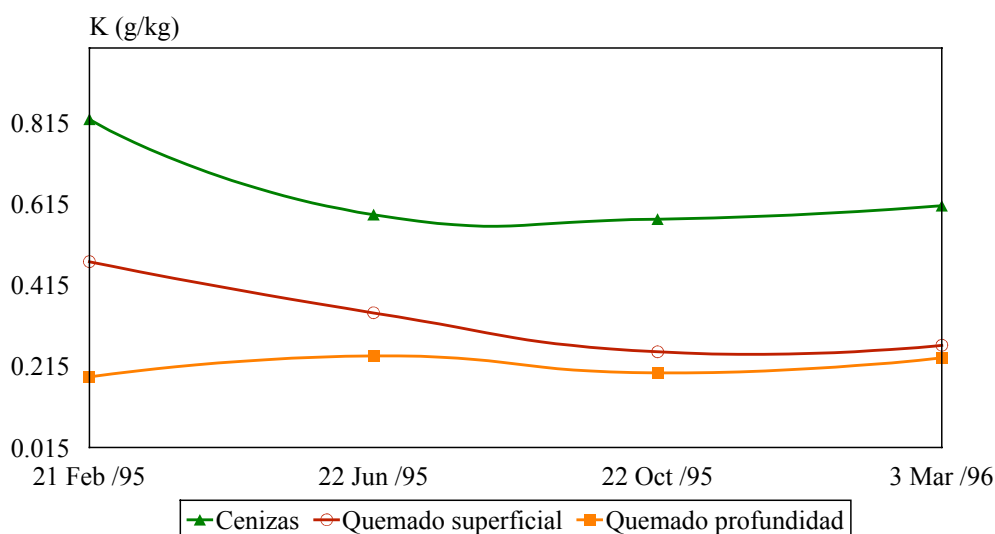


Gráfico 21. Potasio (g/kg). Zona A, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina

Debido a las lluvias, el contenido de K de las cenizas van disminuyendo con el tiempo (Tabla 67), y en el suelo el potasio se va lavando, por lo que el sustrato se va empobreciendo también en este macronutriente. Debemos de tener en cuenta que el potasio junto con el sodio es un catión fácilmente lixiviable a causa del bajo grado de fijación al complejo arcillo-húmico. La disminución de la protección vegetal del suelo tras un incendio puede justificar las pérdidas de este catión (Canadell & Fontanillas, 1987).

En la zona A control, el contenido de potasio está dentro del rango de normalidad para una amplia gama de suelos. Inicialmente hay una disminución y después un aumento natural debido seguramente a defoliaciones. Este aporte de potasio, no se llega a producir en la zona quemada, ya que no quedan árboles sanos que posibiliten la caída natural de las agujas; además, hemos de considerar que la regeneración del matorral y germinación de las semillas de pino no destruidas tras el incendio, van a absorber potasio del suelo, lo que será un factor adicional que inducirá al mantenimiento o incluso disminución de este elemento en el suelo.

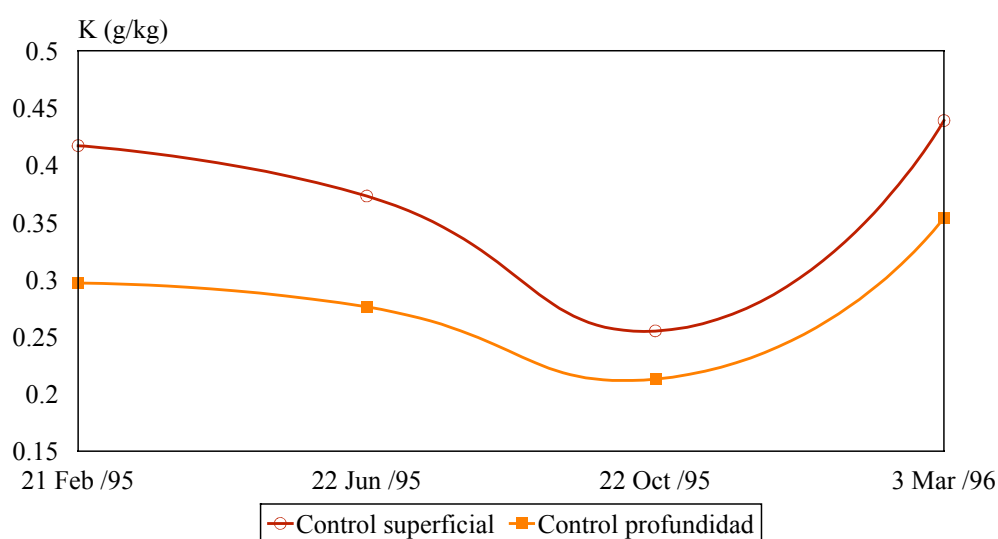


Gráfico 22. Potasio (g/kg). Zona A, control. Alcoy-Cocentaina

Por tanto, con las determinaciones de potasio, también se confirma el empobrecimiento del suelo, en la zona A afectada por el incendio.

Tabla 70. Evolución del K en las cenizas. Zona B.

Potasio (g/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.800	0.649	0.746	0.529	1.55 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 71. Evolución del K en el suelo superficial. Zona B.

Potasio (g/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.356	0.251	0.152	0.243	3.06 ns
Suelo sup. Control	0.244 ^b	0.206 ^b	0.117 ^a	0.131 ^a	14.78 **
F	2.15 ns	3.32 ns	1.23 ns	4.73 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 72. Evolución del K en el suelo en profundidad. Zona B.

Potasio (g/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.214 ^b	0.155 ^{ab}	0.113 ^a	0.190 ^b	4.31 *
Suelo prof. Control	0.154	0.140	0.074	0.115	3.16 ns
F	2.56 ns	0.45 ns	9.06 ns	4.60 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Se obtienen ligeros aumentos del contenido en potasio en la zona B quemada, pero no producen un cambio significativo, ni en los resultados del primer muestreo, ni en los siguientes. El K en las cenizas tiende a disminuir con el tiempo (Tabla 70). La evolución en el tiempo de este catión es la lógica esperada, mostrando la disminución por lluvias, tanto en la zona quemada como en la control, y la ligera recuperación al final, en el caso del suelo quemado por el nuevo aporte de cenizas y en el caso del suelo control por defoliaciones naturales y propias de las fechas (Tablas 71 y 72).

Tabla 73. Evolución del K en las cenizas. Zona C.

Potasio (g/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.853 ^b	0.467 ^a	0.492 ^a	0.425 ^a	23.64 ***

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 74. Evolución del K en el suelo superficial. Zona C.

Potasio (g/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.420 ^b	0.209 ^a	0.193 ^a	0.111 ^a	6.05 *
Suelo sup. Control	0.198	0.181	0.153	0.105	2.70 ns
F	4.29 ns	1.17 ns	0.95 ns	0.33 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 75. Evolución del K en el suelo en profundidad. Zona C.

Potasio (g/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.262	0.174	0.132	0.100	2.96 ns
Suelo prof. Control	0.134	0.131	0.1181	0.084	2.49 ns
F	2.99 ns	2.15 ns	0.06 ns	2.14 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En la zona C, el contenido de potasio experimenta un ligero aumento en la zona quemada, pero no obtenemos estadísticamente diferencias significativas, debido a una gran variabilidad espacial. En general, su evolución es muy similar a las de las zonas A y B, disminuyendo su concentración con el tiempo, tanto en las cenizas (Tabla 73) como en el suelo en superficie y profundidad (Tablas 74 y 75).

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 76. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Potasio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T_0	F
0	0.265 ^a	-	-
102	0.254 ^a	0.254	-
103	Incendio		-
104	0.266 ^a	0.378	1.55 ns
124	0.263 ^a	0.338	14.80 **
144	0.245 ^a	0.310	5.55 *
207	0.264 ^a	0.314	3.81 ns
228	0.266 ^a	0.281	0.17 ns
251	0.267 ^{ab}	0.231	1.40 ns
279	0.342 ^{bc}	0.286	1.10 ns
304	0.385 ^c	0.280	3.17 ns
339	0.288 ^{ab}	0.264	0.49 ns
402	0.275 ^a	0.258	0.19 ns
456	0.308 ^{ab}	0.193	28.06 **
F	2.21 *	1.36 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Hemos encontrado ligeras diferencias en el contenido de potasio como consecuencia del aporte de éste por la incorporación de cenizas en este incendio. En el muestreo del día 124 y en el del día 144 los análisis manifiestan un incremento de este catión en la zona quemada; sin embargo al poco tiempo estos incrementos desaparecen. Resultados que concuerdan con los obtenidos para el sodio y con la evolución de la conductividad eléctrica.

Tabla 77. Evolución del K en le suelo tratado con distintas dosis de compost.

Potasio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	0.231 _a	0.507 _{b^c}	0.732 _c	22.99 ^{***}
279	0.286 _a	0.455 _{ab^c}	0.541 _{b^b}	4.91 [*]
304	0.280 _a	0.367 _{b^{abc}}	0.552 _{c^b}	14.21 ^{**}
339	0.264 _a	0.427 _{b^{bc}}	0.666 _{c^{bc}}	117.18 ^{***}
402	0.258 _a	0.308 _{a^{ab}}	0.618 _{b^{bc}}	33.31 ^{***}
456	0.193 _a	0.292 _{ab^a}	0.397 _{b^a}	9.27 ^{**}
F	1.13 ns	3.46 [*]	7.00 ^{***}	

***, **, *: valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

La aplicación de los tratamientos de compost suponen un notable incremento de la concentración de potasio en el suelo (Tabla 77). Esto contribuirá a acelerar la regeneración y el desarrollo la vegetación. En el tratamiento T₅ los contenidos de potasio están cerca de valores que ya se consideran ciertamente altos; sin embargo, en el último muestreo los niveles decrecen y, en ningún caso, hemos detectado efectos negativos en la vegetación, originados por un exceso de potasio.

Al igual que con el sodio, se observa una disminución del contenido de potasio en el suelo de las parcelas tratadas con compost, justo en septiembre; periodo en que se registró un aumento considerable de las precipitaciones (Gráfico 23).

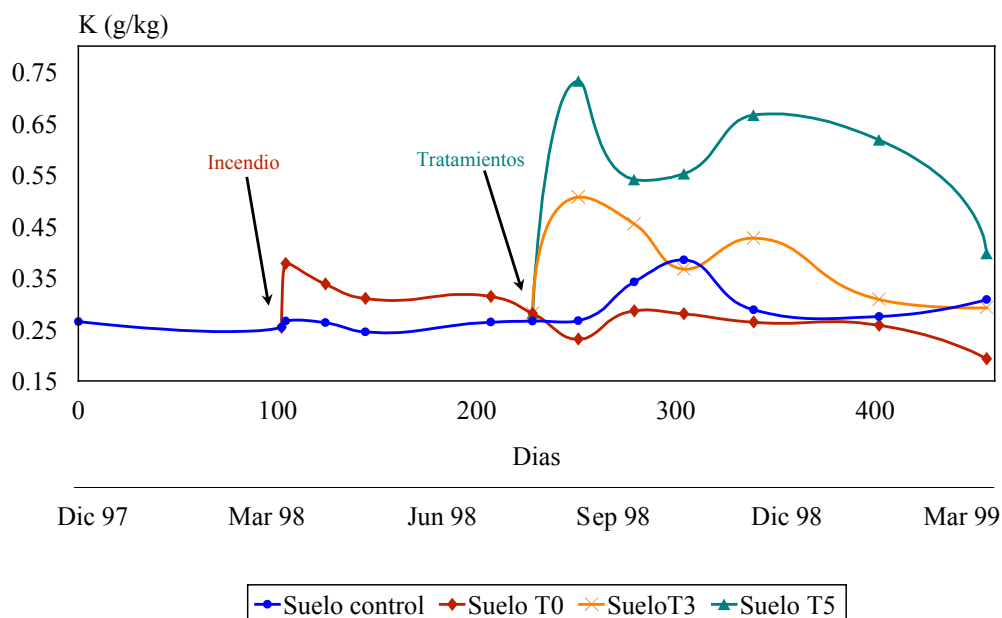


Gráfico 23. Potasio (g/kg). Parcela experimental de Aitana.

IV.11.- CALCIO.

En los suelos calizos el contenido de Ca puede suponer hasta un 25 %. Los compuestos que pueden señalarse como más importantes son:

- Carbonatos: calcita (CaCO_3) y dolomita ($\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$).
- Fosfatos: fluoroapatito ($3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaF}_2$),
hidroxiapatito ($3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2$),
oxiapatito ($3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{OCa}$),
carbonatoapatito ($3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaCO}_3$).
- Sulfato cálcico.
- Silicatos aluminicos diversos: feldespatos y anfiboles.

Como consecuencia de la meteorización estos minerales van liberando calcio que puede tener diversos destinos. Puede perderse por lixiviación; ser absorbido por los organismos del suelo; quedar adsorbido por el complejo coloidal del mismo o ser reprecipitado como compuestos cálcicos secundarios, sobre todo en zonas áridas.

En estas regiones áridas su contenido es generalmente alto, como consecuencia de una pluviometría débil y poca lixiviación. En la mayoría de ellos, los iones Ca^{2+} se hallan presentes en cantidad máxima en el complejo de cambio y en sus distintos horizontes se aprecian depósitos importantes de carbonato o sulfato cálcicos.

El Ca^{2+} cambiante tiene una importancia considerable en el mantenimiento de la estructura de los suelos. Promueve la floculación de los coloides y mejora la estructura y la estabilidad de los agregados. Debido a su carga divalente el Ca es relativamente adsorbido con fuerza por las diferentes clases de minerales de la arcilla en los suelos. Resulta mucho más específica la adsorción sobre las sustancias húmicas. El calcio adsorbido a los coloides tiende a estar en equilibrio con el de la disolución del suelo. De acuerdo a las investigaciones de Nemeth en un elevado número de suelos, hay una relación muy clara entre el Ca de cambio y el de la disolución del suelo.

El calcio es muy importante para el desarrollo radicular, donde ejerce una triple función que afecta a la multiplicación celular, al crecimiento celular y a la neutralización de los H^+ . Muchos investigadores consideran que la alteración del sistema radicular es un síntoma corriente de la deficiencia de este elemento.

Suelos calizos de zonas áridas y semiáridas tienen un problema en el sentido de que, el elevado contenido en caliza provoca la destrucción de la materia orgánica del suelo, empeora su estructura y disminuye la actividad bacteriana. Su pH provoca, además, inmovilizaciones de fósforo, hierro, manganeso y cinc.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 78. Evolución del Ca en las cenizas. Zona A.

Calcio (g/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	6.07 ^a	7.99 ^b	7.51 ^b	5.31 ^a	8.23 **

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 79. Evolución del Ca en el suelo superficial. Zona A.

Calcio (g/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	5.11 ^a	6.52 ^b	6.08 ^b	4.91 ^a	7.86 **
Suelo sup. Control	5.15	5.17	5.64	5.85	1.26 ns
F	0.01 ns	36.1 *	0.63 ns	14.4 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 80. Evolución del Ca en el suelo en profundidad. Zona A.

Calcio (g/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	5.44 ^a	6.49 ^b	5.62 ^a	5.05 ^a	7.40 *
Suelo prof. Control	5.76	5.09	5.50	5.99	3.13 ns
F	0.88 ns	32.1 **	0.09 ns	15.9 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Se detecta un aumento del calcio en la zona A quemada como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica (de las cenizas vegetales). Esta presencia aparece más tarde que la del potasio, ya que tarda más en liberarse; del primer al segundo muestreo. Las lluvias producen, junto a los procesos de precipitación una disminución a partir de octubre, del metal alcalino-térreo (Tablas 79 y 80).

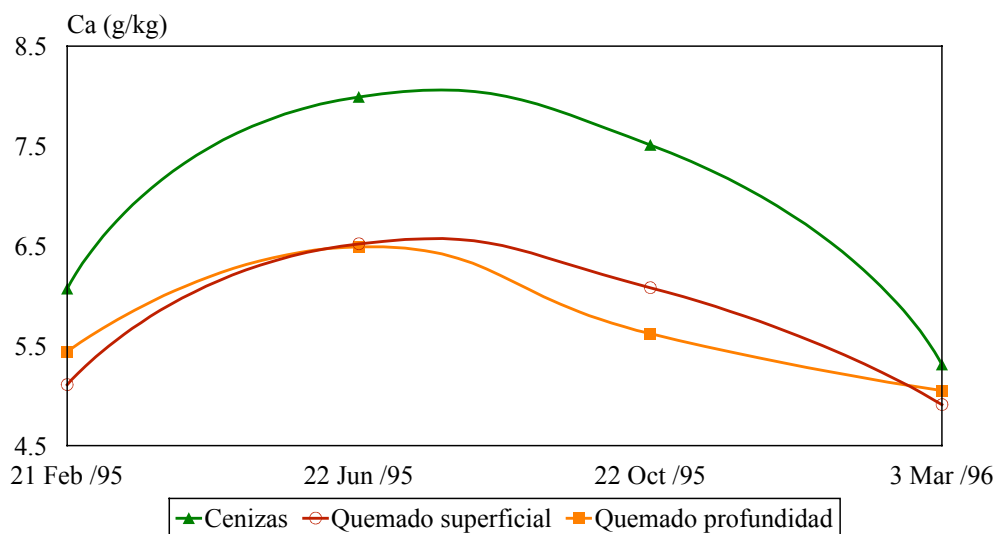


Gráfico 24. Calcio (g/kg). Zona A, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina.

En el cuarto muestreo se observa lo mismo que con todos los demás parámetros entre zona quemada y zona control; es decir, que no hay recuperación de calcio en la zona quemada y sí que la hay en la control. Este empobrecimiento es debido a la fuerte erosión a la que se ve sometida en esta zona, la parte quemada, favorecida por la elevada pendiente y por quedar desprotegido el suelo por la vegetación (Gráficos 24 y 25).

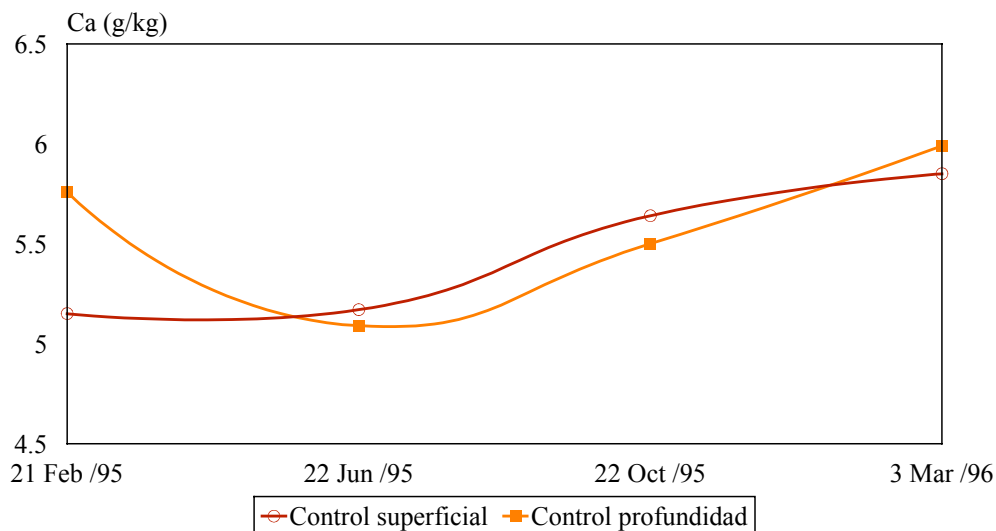


Gráfico 25. Calcio (g/kg). Zona A, control. Alcoy-Cocentaina

Tabla 81. Evolución del Ca en las cenizas. Zona B.

Calcio (g/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	4.72	5.86	5.19	5.08	1.14 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 82. Evolución del Ca en el suelo superficial. Zona B.

Calcio (g/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	5.19 ^{ab}	5.64 ^b	4.71 ^a	4.93 ^a	4.46 *
Suelo sup. Control	5.27 ^b	6.37 ^c	3.76 ^a	3.90 ^a	38.61 ***
F	0.08 ns	5.21 ns	14.2 *	23.3 **	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 83. Evolución del Ca en el suelo en profundidad. Zona B.

Calcio (g/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	4.78 ^a	5.67 ^b	4.17 ^a	4.94 ^{ab}	5.78 *
Suelo prof. Control	4.59 ^b	4.56 ^b	3.38 ^a	3.93 ^{ab}	7.78 **
F	0.56 ns	25.8 **	8.42 *	4.43 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

El calcio, como ya hemos apuntado antes, tarda mas en liberarse de la materia vegetal, por tanto y de acuerdo con esto, se observa que en las cenizas de la zona B hay un aumento por mineralización de ésta y después hay un descenso por las lluvias, tanto en cenizas como en el suelo, y una posterior recuperación por las nuevas cenizas caídas (Tablas 81, 82 y 83).

Comparando los resultados de la zona quemada con la control, en el tercer y cuarto muestreo nos aparecen diferencias significativas, ya que en esta última hay mucho arrastre y lavado del suelo debido a la enorme pendiente ya mencionada, mientras que en la zona quemada, este proceso no se da, por ser una zona abancalada, práctica cultural que facilita la retención de suelo, agua y nutrientes, y por tanto disminuye el riesgo de erosión y pérdida de nutrientes.

Tabla 84. Evolución del Ca en las cenizas. Zona C.

Calcio (g/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	6.28	6.69	6.18	5.31	0.63 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 85. Evolución del Ca en el suelo superficial. Zona C.

Calcio (g/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	6.24	5.46	4.47	5.07	1.20 ns
Suelo sup. Control	5.55 ^c	4.07 ^b	3.12 ^a	3.42 ^{ab}	16.96 ***
F	0.35 ns	6.44 ns	4.11 ns	473 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 86. Evolución del Ca en el suelo en profundidad. Zona C.

Calcio (g/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	5.79	5.68	4.22	5.00	1.32 ns
Suelo prof. Control	6.11 ^b	3.97 ^a	3.13 ^a	3.38 ^a	25.12 ***
F	0.21 ns	8.12 *	1.86 ns	93.0 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En el caso del Ca en la zona C, sí que aparecen diferencias significativas en el cuarto muestreo, por incorporación de éste catión al suelo, después de la caída de nuevas cenizas (Tablas 85 y 86).

b) Resultados correspondientes a la quemada controlada de Aitana.

En el caso del calcio, el incremento provocado por la incorporación de las cenizas tras el incendio lo encontramos más tarde que en el caso del sodio o el potasio, ya que su liberación de la materia vegetal semipirolizada es más lenta (Tabla 87).

Tabla 87. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Calcio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	6.46 ^{de}	-	-
102	7.11 ^f	7.11 ^e	-
103	Incendio		-
104	6.84 ^{ef}	6.33 ^{cd}	1.58 ns
124	6.90 ^{ef}	6.49 ^{de}	5.16 *
144	6.03 ^{cd}	6.71 ^{de}	6.65 *
207	5.92 ^{cd}	8.04 ^f	52.63 ***
228	5.43 ^{bc}	6.09 ^{bcd}	25.12 ***
251	4.54 ^a	5.08 ^a	6.42 *
279	4.75 ^{ab}	5.54 ^{ab}	10.10 *
304	4.80 ^a	4.99 ^a	0.48 ns
339	5.12 ^{ab}	5.82 ^{bc}	8.95 *
402	4.54 ^a	6.12 ^{bcd}	47.87 ***
456	4.78 ^a	4.93 ^a	0.71 ns
F	18.93 ***	16.42 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Tabla 88. Evolución del Ca en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Calcio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	5.08 ^a	5.83 ^b	5.73	2.93 ns
279	5.54 ^b	5.88 ^b	5.60	1.27 ns
304	4.99 ^a	5.32 ^a	5.57	3.95 ns
339	5.82 ^{bc}	5.85 ^b	5.88	0.05 ns
402	6.12 ^{abc}	6.46 ^{bc}	5.78 ^a	4.88 *
456	4.93 ^a	5.44 ^{ab}	5.60 ^b	5.58 *
F	10.18 ***	6.28 **	0.43 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

Los tratamientos con compost no parecen provocar grandes cambios en los contenidos de calcio en el suelo (*Tabla 88 y Gráfico 26*). Hemos de tener en cuenta que partimos de suelos que ya tienen un importante nivel de calcio en ellos y por tanto es normal que no encontremos grandes variaciones al aplicar los tratamientos.

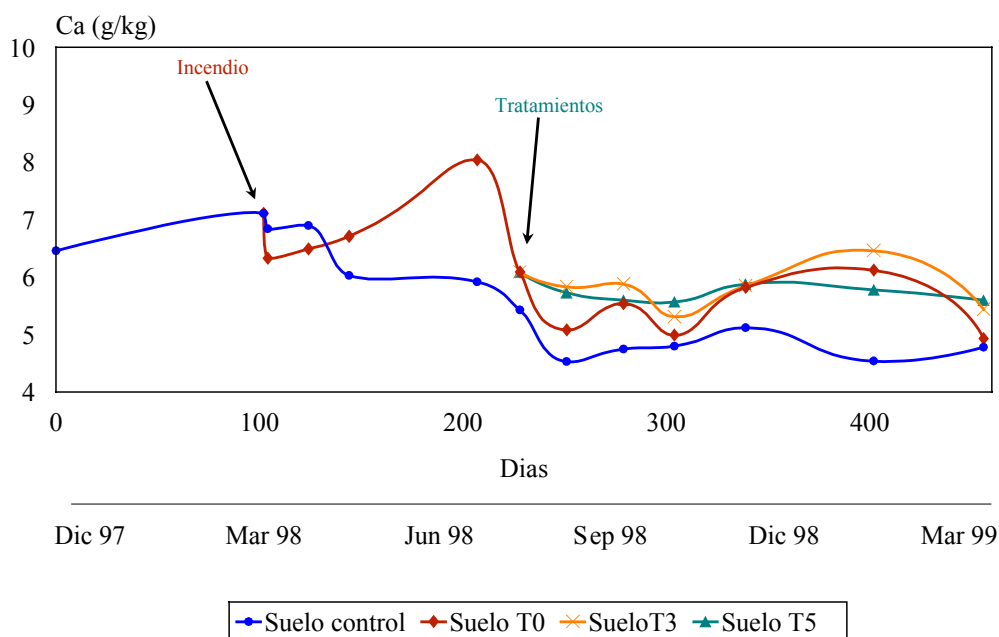


Gráfico 26. Calcio (g/kg). Parcela experimental de Aitana.

IV.12.- MAGNESIO.

El magnesio constituye, aproximadamente, el 2.3 % de la corteza terrestre, y procede de la descomposición de las rocas que contienen este elemento. Las rocas y minerales que contienen Mg son rocas sedimentarias como la dolomita o los fosfatos tricálcicos; rocas eruptivas como la biotita, la hornblenda, el diópsido, la augita o el olivino y rocas metamórficas, producidas por transformación de otras pero que no afecta de manera radical a la composición mineralógica. El contenido total de Mg en los suelos es variable según su origen geológico, pero no se encuentra en tan gran cantidad como el Ca, no ejerciendo por lo tanto una influencia tan marcada sobre las características físicas y químicas de los suelos y sobre sus actividades biológicas. Tras el Ca, es el Mg el catión cambiante más abundante en el complejo de cambio de la inmensa mayoría de los suelos de reacción aproximadamente neutra.

Se encuentra como constituyente de numerosos minerales, mayoritariamente silicatos, como:

- $AlK(MgFe)_3(OH)2Si_3O_{10}$ Biotita.
- $Mg_3H_4Si_2O_9$ Serpentina.
- $FeMgSiO_4$ Olivino.
- Forma parte de clorita, vermiculita, illita, montmorillonita.

- Carbonatos como, $MgCO_3$ magnesita y $CaCO_3 \cdot MgCO_3$, dolomita.

Como apuntamos, en suelos su contenido varía según su origen geológico y, así, puede encontrarse: desde un 0.05 % en suelos arenosos no calizos, según Mengel o incluso cantidades inferiores en suelos tropicales con clima húmedo, muy desaturados en bases. En suelos calizos, hasta un 3 %, donde se encuentra nativo como dolomita o magnesita; incluso en contenidos superiores en suelos de textura fina, áridos o semiáridos, formados con materiales ricos en magnesio. Se encuentran contenidos excepcionalmente altos en suelos serpentínicos, donde el Mg predomina incluso por encima del Ca.

El contenido de magnesio en los suelos está principalmente influenciado por los siguientes factores:

- a) Riqueza de la roca madre: El suelo suele heredar una cierta cantidad del Mg contenido en la roca madre, a pesar de las pérdidas sufridas en el curso de la pedogénesis.
- b) Intensidad de las precipitaciones y el drenaje: En regiones húmedas, la lluvia es un factor esencial del empobrecimiento de los suelos en Mg y otros nutrientes debido a un drenaje importante.
- c) Edad y profundidad del suelo: Cuanto más viejo es un suelo más profundo es y las características de la roca madre tienen menos influencia sobre las características químicas de la parte superior del perfil.
- d) Aporte de Mg por la atmósfera: La lluvia aporta Mg en pequeñas, pero no despreciables cantidades (entre 1-11 kg/ha·año).
- e) Aporte de Mg por la vegetación: Los elementos minerales no son definitivamente inmovilizados por la vegetación, sino que hay un reciclaje continuo que se estima en un 18 % anual y que revierten a la forma de sales solubles como cloruros, sulfatos, etc., pudiendo, en ese estado:
 - Perderse por lixiviación.
 - Ser absorbido por microorganismos y organismos del suelo.
 - Ser adsorbido por partículas coloidales del complejo del suelo.
 - Resultar reprecipitado como mineral secundario. Es de suponer que este último fenómeno tendría lugar más fácilmente en climas áridos.

En general, las pérdidas de magnesio en los suelos son, en cierta medida, similares a las del calcio. En orden de mayor a menor importancia habría que señalar: lixiviación, erosión, extracción por los cultivos y fijación.

Las pérdidas por lixiviación son importantes. En efecto, el magnesio puede perderse del suelo con facilidad en cantidades entre 2-30 kg/ha·año, aunque en condiciones climáticas tropicales puede llegar a 274 kg/ha·año. En cualquier caso los factores que regulan la lixiviación son: el drenaje, la cobertura vegetal, la aplicación de desechos vegetales y los contenidos de magnesio del suelo.

Las pérdidas por erosión pueden, en algunos casos, exceder a las extracciones por los cultivos, pero es difícil dar datos concretos. En determinadas regiones pueden sobrepasar incluso los 100 kg/ha·año como óxido de magnesio.

Por otra parte, algo de magnesio soluble puede incorporarse a redes de minerales secundarios (fijación), originados por procesos de formación del suelo.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 89. Evolución del Mg en las cenizas. Zona A.

Magnesio (g/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.555 ^{ab}	0.696 ^b	0.449 ^a	0.393 ^a	4.14 *

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 90. Evolución del Mg en el suelo superficial. Zona A.

Magnesio (g/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.538 ^b	0.484 ^b	0.255 ^a	0.264 ^a	14.76 **
Suelo sup. Control	0.492 ^b	0.283 ^a	0.214 ^a	0.292 ^a	17.09 ***
F	0.84 ns	8.33 *	1.39 ns	1.21 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 91. Evolución del Mg en el suelo en profundidad. Zona A.

Magnesio (g/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.484 ^c	0.387 ^b	0.213 ^a	0.256 ^a	23.52 ***
Suelo prof. Control	0.475 ^c	0.234 ^{ab}	0.177 ^a	0.247 ^b	46.12 ***
F	0.17 ns	9.77 *	0.78 ns	0.26 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

La evolución de los contenidos de Mg en la zona A son similares a los de Ca, dado que son dos elementos que tienen un comportamiento muy parecido en el suelo, aunque el magnesio sea más móvil y esté presente en menor cantidad.

Así, las mayores concentraciones detectadas en las cenizas en el segundo muestreo (Tabla 89), se traduce en que, en el mismo periodo, en el suelo quemado, tanto en superficie (mayormente) como en profundidad, tenga más Mg que el testigo (Tablas 90 y 91). Los procesos de lixiviación hacen que este catión disminuya con el tiempo, hasta alcanzar unos valores de equilibrio muy parecidos, en todos los casos, al final del experimento

Tabla 92. Evolución del Mg en las cenizas. Zona B.

Magnesio (g/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.276	0.242	0.228	0.186	2.01 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 93. Evolución del Mg en el suelo superficial. Zona B.

Magnesio (g/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.180	0.183	0.148	0.182	1.84 ns
Suelo sup. Control	0.126	0.131	0.098	0.094	1.71 ns
F	6.96 ns	7.57 ns	36.6 **	12.1 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 94. Evolución del Mg en el suelo en profundidad. Zona B.

Magnesio (g/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.128	0.146	0.124	0.184	2.11 ns
Suelo prof. Control	0.104	0.074	0.077	0.070	0.27 ns
F	3.39 ns	13.1 *	8.95 *	11.6 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En la zona B se observan modificaciones que no son significativas en el caso del Mg, excepto en el último muestreo, en el que al igual que con el Ca, y debido a la dificultad de retención de éstos en la zona control tras las lluvias, el suelo quemado presenta un mayor contenido de Mg por el aporte nuevo de cenizas. En este caso el contenido de Mg de las

cenizas (Tabla 92), no es capaz de mantener una diferencia significativa en los primeros muestreos (Tabla 93 y 94).

Tabla 95. Evolución del Mg en las cenizas. Zona C.

Magnesio (g/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	0.440	0.273	0.453	0.257	3.61 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 96. Evolución del Mg en el suelo superficial. Zona C.

Magnesio (g/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	0.281	0.188	0.265	0.205	0.89 ns
Suelo sup. Control	0.165 ^b	0.212 ^b	0.092 ^a	0.070 ^a	15.97 **
F	3.45 ns	0.23 ns	7.11 ns	112 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 97. Evolución del Mg en el suelo en profundidad. Zona C.

Magnesio (g/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	0.198	0.159	0.201	0.193	0.29 ns
Suelo prof. Control	0.148 ^b	0.172 ^b	0.087 ^a	0.062 ^a	14.30 **
F	2.92 ns	0.10 ns	4.67 ns	23.2 **	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En esta zona el Mg presenta un comportamiento similar al Ca, y también observamos diferencias significativas en el último muestreo, consecuencia del aporte por las cenizas. El contenido en Mg de las cenizas es muy variable (Tabla 95), como consecuencia de las diferencias de las acumulaciones de material quemado sobre el suelo.

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 98. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Magnesio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	0.226 ^{cd}	-	-
102	0.242 ^d	0.242	-
103	Incendio		-
104	0.244 ^d	0.255	0.10 ns
124	0.217 ^{cd}	0.279	8.99 **
144	0.209 ^{cd}	0.265	10.05 **
207	0.164 ^{ab}	0.299	55.31 ***
228	0.147 ^a	0.278	90.81 ***
251	0.232 ^{cd}	0.326	16.38 **
279	0.305 ^e	0.322	0.71 ns
304	0.153 ^a	0.274	24.29 **
339	0.157 ^{ab}	0.256	5.37 ns
402	0.194 ^{bc}	0.253	8.18 *
456	0.160 ^{ab}	0.229	10.05 *
F	10.75 ***	1.76 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Con un comportamiento similar al resto de los cationes, el magnesio experimenta un incremento que ya aparece en el segundo muestreo (día 124) tras el incendio (Tabla 98).

Las variaciones que se manifiestan en la zona control, no se producen en la quemada; un resultado que concuerda con lo obtenido para la materia orgánica (Gráfico 7). Con este parámetro por tanto, podemos intuir que, a pesar de que hay un mayor contenido de magnesio en la zona quemada que en la control, existe un menor dinamismo en el suelo quemado y permanece más estático, al igual que lo que encontrábamos para la materia orgánica, o lo que es lo mismo, un mayor dinamismo en la zona control con extracciones de Mg por la vegetación en determinados momentos, lo que no se produce en el suelo afectado por el fuego. Podemos comprobar que no hay diferencias significativas entre muestreos en la zona quemada y sí en la control.

Tabla 99. Evolución del Mg en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Magnesio (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	0.326 ^b	0.378 ^b	0.515 ^b	2.96 ns
279	0.322 ^a	0.441 ^b	0.515 ^c	38.24 ***
304	0.274 ^{ab}	0.292 ^a	0.380 ^b	10.65 **
339	0.256 ^a	0.293 ^a	0.392 ^{ab}	3.47 ns
402	0.253 ^a	0.273 ^a	0.339 ^b	7.40 *
456	0.229 ^a	0.267 ^b	0.316 ^c	15.96 **
F	3.56 *	12.39 ***	3.77 *	

***, **, *: valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
 a, b, c, d, e, f: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

Se producen grandes incrementos de Mg tras la aplicación de los tratamientos con compost, y posterior disminución, al igual que en los demás cationes cuando se producen las precipitaciones de Septiembre. Estas diferencias se mantienen con el tiempo (Tabla 99 y Gráfico 27).

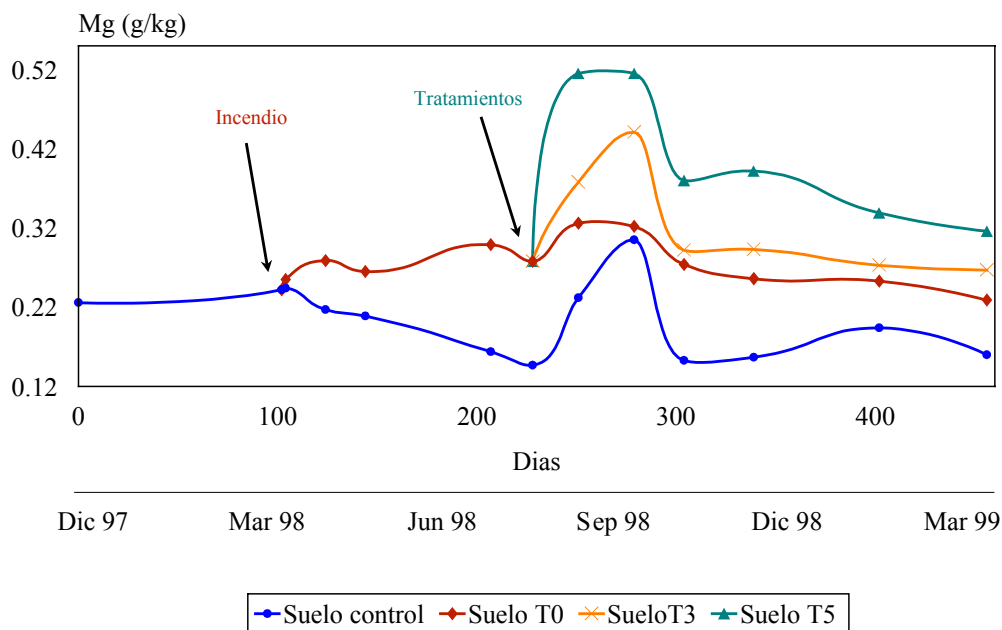


Gráfico 27. Magnesio (g/kg). Parcela experimental de Aitana.

En la *tabla 100* podemos observar las correlaciones existentes entre la conductividad y las concentraciones de cationes disponibles en los suelos.

Tabla 100. Correlaciones entre la la Conductividad Electrica y cationes disponible.
Parcela experimental de Aitana.

	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
C.E. frente Na		
Control	0.0520	ns
Suelo T ₀ (Quemado)	0.3748	ns
Suelo T ₃	0.9742	***
Suelo T ₅	0.9667	*
C.E. frente K		
Control	-0.4384	ns
Suelo T ₀ (Quemado)	0.6914	*
Suelo T ₃	0.9037	*
Suelo T ₅	0.6440	ns
C.E. frente Ca		
Control	-0.0132	ns
Suelo T ₀ (Quemado)	0.6461	*
Suelo T ₃	0.0245	ns
Suelo T ₅	0.0010	ns
C.E. frente Mg		
Control	0.5841	*
Suelo T ₀ (Quemado)	0.2635	ns
Suelo T ₃	0.9299	**
Suelo T ₅	0.9123	*

Como era de esperar, los mejores coeficientes de correlación se obtienen entre la C.E. y los cationes que relativamente se ven más modificados en el suelo (caso del aporte de compost); es decir, el Na, K y Mg.

IV.13.- NITRÓGENO KJELDAHL.

De los distintos elementos nutrientes, el nitrógeno es el más abundante en la naturaleza, y aunque las cantidades de nitrógeno presentes en los suelos rara vez son elevadas, sus posibilidades teóricas de suministro son grandes cuando se considera el N atmosférico, aunque hay que tener presente que los compuestos nitrogenados son fácilmente descompuestos en formas gaseosas o solubles, que pueden ser lavados del suelo o escapar a la atmósfera, y que una deficiencia o un exceso de este nutriente tiene efectos muy marcados sobre el desarrollo vegetal.

Debido a que las plantas, con excepción de las leguminosas, obtienen su nitrógeno del suelo, el contenido de este elemento en los suelos es significativo desde el punto de vista de suministro de nutrientes a los vegetales.

El contenido de nitrógeno de un suelo varía considerablemente según los factores edáficos y climáticos que condicionan la vegetación. El nitrógeno de los suelos se encuentra:

- Formando parte de la materia orgánica (N orgánico).
- En forma de ion amonio (N amoniacal).
- En forma de nitratos (N nítrico).
- En la red de silicatos (N fijado).

La mayor parte está en combinación con la materia orgánica y sólo una pequeña fracción se encuentra en formas utilizables por las plantas, tales como NO_3^- y NH_4^+ . El N asimilado por las plantas es, principalmente, el inorgánico y, sobre todo, el de los NO_3^- . También puede asimilar algún nitrógeno orgánico en forma de compuestos de bajo peso molecular, como pueden ser la urea y determinados aminoácidos.

En suelos bien aireados la oxidación $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NO}_3^-$ es un proceso rápido, y por ello el nitrógeno inorgánico asimilable está, sobre todo, en esta última forma.

Un elemento muy afectado durante la combustión de la materia orgánica es el nitrógeno, debido a su temperatura de volatilización, en torno a los 200 °C (Canadell & Fontanillas, 1987). La cantidad de nitrógeno que se puede perder del ecosistema directamente por efecto del fuego puede llegar a ser muy importante.

a) Resultados correspondientes al incendio de Alcoy-Cocentaina.

Tabla 101. Evolución del N en las cenizas. Zona A.

Nitrógeno (g/kg). Cenizas. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	9.9 ^b	5.3 ^a	5.1 ^a	2.9 ^a	10.83 ^{**}

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 102. Evolución del N en el suelo superficial. Zona A.

Nitrógeno (g/kg). Suelo superficial. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	4.5 ^b	2.5 ^a	2.3 ^a	2.2 ^a	23.53 ^{***}
Suelo sup. Control	3.4	2.6	2.4	3.2	3.22 ns
F	6.58 ns	0.08 ns	0.06 ns	7.01 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 103. Evolución del N en el suelo en profundidad Zona A.

Nitrógeno (g/kg). Suelo profundidad. Zona A - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	2.8	2.1	2.1	2.0	3.18 ns
Suelo prof. Control	2.9 ^b	1.8 ^a	1.8 ^a	2.8 ^b	9.94 **
F	0.10 ns	1.45 ns	0.96 ns	16.5 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Al igual que lo comprobado con la materia orgánica, hay un alto contenido de nitrógeno en las cenizas, en el primer muestreo en la zona A. Pero el incremento que se aprecia en el suelo quemado en superficie frente al control, en el primer muestreo (*Tabla 102*), no se mantiene posteriormente por los motivos señalados al discutir la evolución de la materia orgánica. La elevada pendiente facilita los procesos erosivos y por tanto se produce una pérdida de nitrógeno que forma parte de la materia orgánica del suelo. Otro factor añadido que hace que no se incremente el contenido de nitrógeno en el suelo es la ausencia de vegetación, la cual impide la fijación del mismo al suelo por parte de determinadas especies (leguminosas) (*Gráfico 28*).

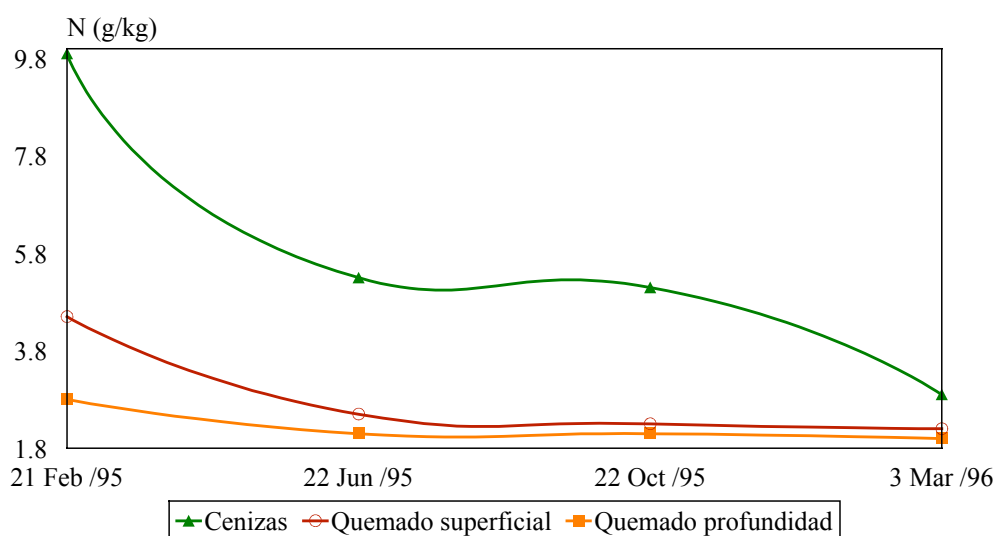


Gráfico 28. Nitrógeno (g/kg). Zona A, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina

En la zona control (*Gráfico 29*) se observa también la recuperación en el 4º muestreo, lo que no ocurre en la zona quemada (*Gráfico 28*). Por tanto este parámetro también se suma al empobrecimiento tan nombrado ya del área quemada de esta zona.

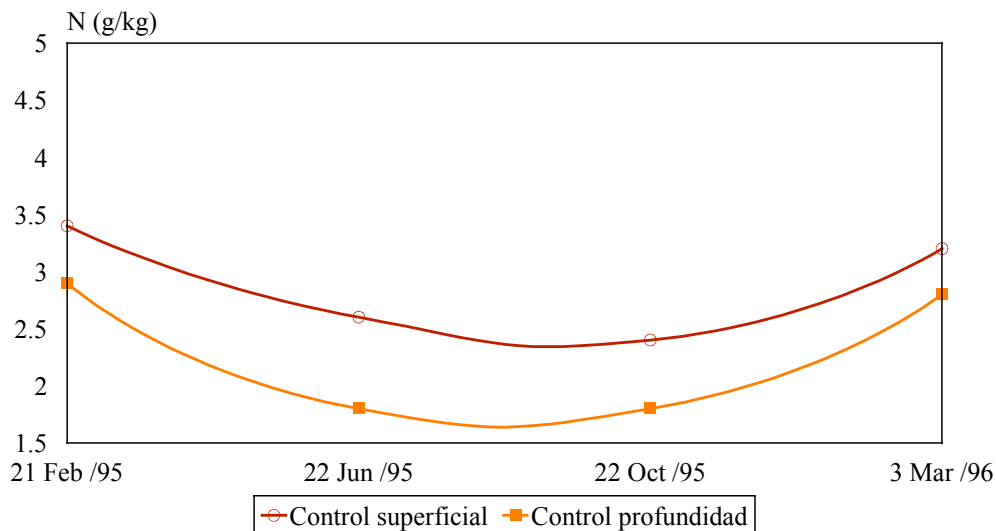


Gráfico 29. Nitrógeno (g/kg). Zona A, control. Alcoy-Cocentaina

Tabla 104. Evolución del N en las cenizas. Zona B.

Nitrógeno (g/kg). Cenizas. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	2.4	2.7	1.9	2.4	2.85 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 105 Evolución del N en el suelo superficial. Zona B.

Nitrógeno (g/kg). Suelo superficial. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	2.2 ^{ab}	2.3 ^b	1.7 ^a	2.4 ^b	4.15 *
Suelo sup. Control	2.5	2.0	1.2	1.3	3.82 ns
F	0.50 ns	1.09 ns	4.41 ns	10.3 *	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 106. Evolución del N en el suelo en profundidad Zona B.

Nitrógeno (g/kg). Suelo profundidad. Zona B - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	2.0	2.1	1.5	2.1	3.07 ns
Suelo prof. Control	1.1	1.2	0.8	0.7	0.98 ns
F	4.88 ns	7.44 ns	16.3 *	54.2 **	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Si observamos el contenido de nitrógeno de la zona B, en las cenizas en el primer muestreo (*Tabla 104*), y lo comparamos con el que había en la zona A y la C, nos damos cuenta de que al igual que la materia orgánica en esta zona, el nivel de nitrógeno (orgánico y amoniacal) se ha visto reducido por la acción del fuego.

En el suelo, en los primeros muestreos, no se encuentran diferencias significativas entre la zona quemada y la control, en superficie (*Tabla 105*). En cuanto al N-kjeldahl en profundidad, tiende a disminuir con el tiempo (*Tabla 106*), aunque no significativamente, por lo que las diferencias de concentración entre el suelo quemado y el testigo se mantienen a lo largo de los muestreos.

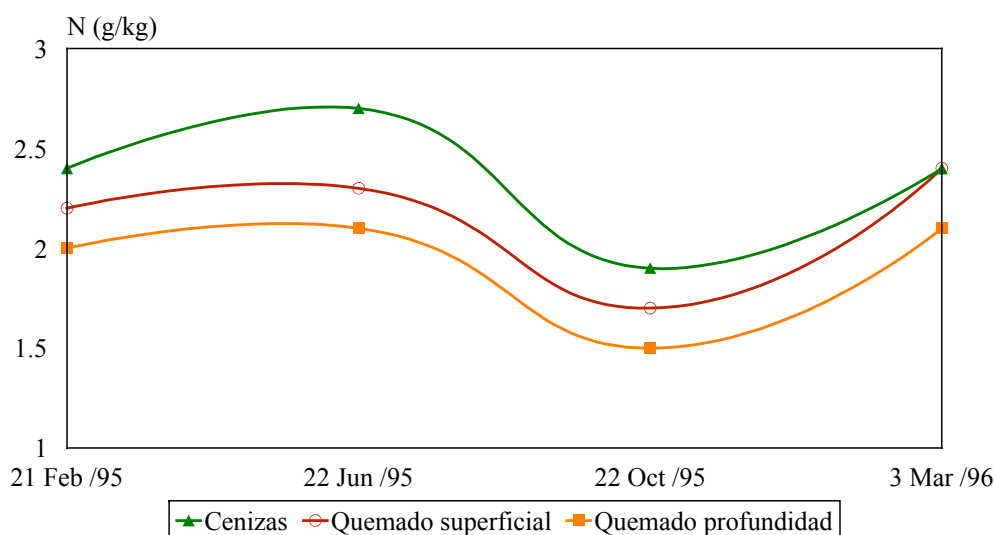


Gráfico 30. Nitrógeno (g/kg). Zona B, afectada por el incendio. Alcoy-Cocentaina

En la zona B quemada (*Gráfico 30*) se observa que del primer al segundo muestreo hay un aumento, coincidente con el nuevo aporte de materia orgánica de las cenizas vegetales que continúan cayendo de los árboles, y posteriormente una disminución, como consecuencia de los lavados del suelo por efecto de las lluvias. Aparecen diferencias significativas en el último muestreo, que nos da un mayor contenido de nitrógeno en la zona quemada. Esto, a nuestro juicio es atribuible a que en la zona control la elevadísima pendiente facilita la disminución del contenido de nitrógeno en determinados periodos estacionales coincidiendo con precipitaciones de carácter intenso.

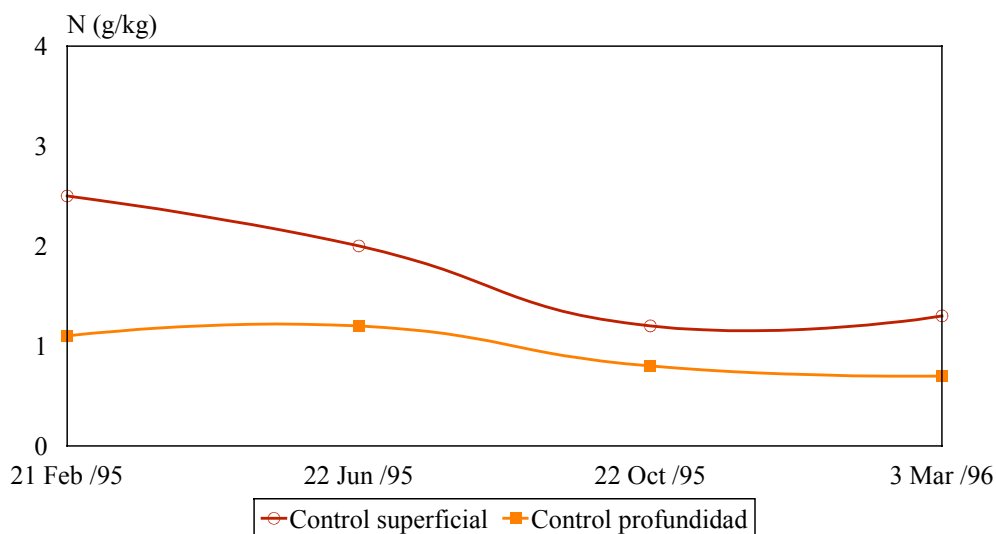


Gráfico 31. Nitrógeno (g/kg). Zona B, control. Alcoy-Cocentaina

Tabla 107. Evolución del N en las cenizas. Zona C.

Nitrógeno (g/kg). Cenizas. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Cenizas	3.7	4.0	4.3	3.5	0.78 ns

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
 a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 108 Evolución del N en el suelo superficial. Zona C.

Nitrógeno (g/kg). Suelo superficial. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo sup. Quemado	3.3	2.1	2.5	2.8	0.88 ns
Suelo sup. Control	1.2	1.6	1.4	0.9	0.89 ns
F	4.22 ns	1.10 ns	10.2 *	120 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
 a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

Tabla 109. Evolución del N en el suelo en profundidad Zona C.

Nitrógeno (g/kg). Suelo profundidad. Zona C - Incendio de Alcoy-Cocentaina					
Fecha	21/02/95	22/06/95	22/10/95	03/03/96	F
Suelo prof. Quemado	1.6	2.6	2.1	2.5	2.43 ns
Suelo prof. Control	0.8	1.2	1.2	0.8	0.46 ns
F	3.53 ns	6.08 ns	10.7 *	24.3 **	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
 a, b, c, d : valores distintos entre muestreos

En la zona C (Tablas 107, 108 y 109), los contenidos de nitrógeno en el suelo también se han visto incrementados en la zona quemada por los mismos motivos ya explicados (aporte de cenizas) (Martínez Sánchez, 1994). Se observa que al principio el aumento es ligero, y posteriormente es algo más elevado. Las diferencias más significativas las encontramos en el cuarto muestreo, también por el hecho de que en la zona control el contenido de nitrógeno ha continuado disminuyendo, probablemente por las lluvias, que en este caso favorecen la disminución, pero en la zona quemada al mismo tiempo ayudan a que se produzcan nuevos aportes de material vegetal al suelo.

b) Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 110. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Nitrógeno (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	3.2 ^{ab}	-	-
102	4.5 ^e	4.5	-
103	Incendio		-
104	4.5 ^e	3.7	3.53 ns
124	4.3 ^{de}	4.0	0.54 ns
144	3.7 ^{bcd}	3.4	0.42 ns
207	3.5 ^{abc}	4.4	6.92 *
228	2.9 ^a	4.1	36.13 ***
251	3.0 ^{ab}	3.7	6.16 *
279	3.9 ^{cde}	4.4	2.19 ns
304	3.3 ^{abc}	3.4	0.01 ns
339	3.3 ^{abc}	3.7	0.65 ns
402	2.9 ^a	3.5	4.70 ns
456	3.2 ^{abc}	3.7	16.16 **
F	6.88 ***	1.82 ns	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

El día posterior al incendio observamos alteraciones en el contenido de nitrógeno, hecho que se puede deber a la volatilización de parte de éste en la zona más superficial del suelo (Raison, 1979, 1992; Serrasolsas, 1994; Mataix Solera, 1997; Guerrero, 1998). Esta disminución y al igual que el contenido de materia orgánica no presenta diferencias significativas al comparar las medias entre el suelo quemado y el control, y entre muestreos en la zona quemada. Consideramos que este hecho es debido a la variabilidad existente en el suelo original. Posteriormente comprobaremos como, tras el incendio, se experimenta un incremento en el contenido de amonio como consecuencia de la mineralización del nitrógeno orgánico y de la deposición de cenizas. Este amonio liberado puede continuar oxidándose

durante el incendio hasta convertirse en formas volátiles como el N₂, N₂O y NO₂, que pasan a la atmósfera.

La evolución en el contenido de nitrógeno en el suelo es similar a la evolución de la materia orgánica; lógico teniendo en cuenta la estrecha relación entre ambos.

Las diferencias que encontramos en los muestreos de los días 207 y 228, son debidas más a un descenso en el nitrógeno en el suelo control en ese periodo estacional, que a un aumento en el suelo quemado (Tabla 110).

Al igual que la materia orgánica y otros parámetros estudiados, observamos en los resultados que estadísticamente no hay diferencias significativas entre muestreos en la zona quemada y sí en la control, señal del estatismo ya nombrado anteriormente en el suelo afectado por el incendio y de una mayor variabilidad en algún muestreo concreto en la zona quemada.

Tabla 111. Evolución de N en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Nitrógeno (g/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	3.7 _a	5.4 _b	5.7 _b	7.09 *
279	4.4	5.1	5.9	2.71 ns
304	3.4 _a	4.4 _b	5.7 _c	23.18 ***
339	3.7 _a	5.0 _b	5.4 _b	11.53 **
402	3.5 _a	5.0 _b	5.7 _b	18.53 ***
456	3.7 _a	4.3 _b	5.5 _c	59.29 ***
F	2.62 ns	1.90 ns	0.36 ns	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

En cuanto a la aplicación de los tratamientos podemos comprobar como éstos suponen un incremento en el contenido de nitrógeno en el suelo, tanto mayor cuanto mayor es la dosis de aplicación de compost (García Orenes, 1996; Guerrero, 1998; Pérez Murcia, 1999) (Tabla 111 y Gráfico 32).

Las diferencias originales por la adición del compost se mantienen a lo largo del tiempo de experimentación.

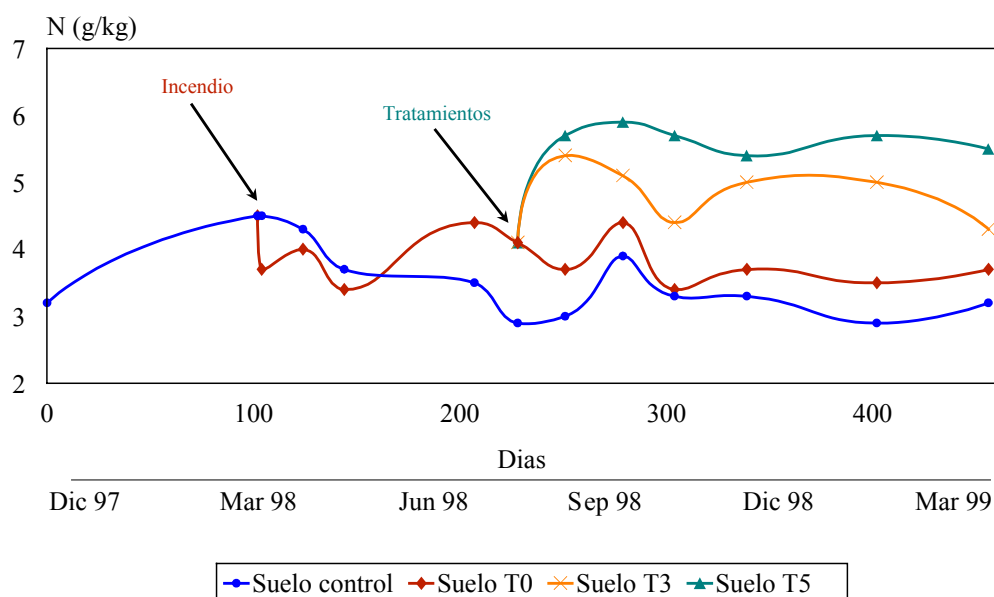


Gráfico 32. Nitrógeno Kjeldahl (g/kg). Parcela experimental de Aitana.

Podemos ver en la *tabla 112* como existe un alto coeficiente de correlación entre la materia orgánica y el nitrógeno en el suelo control, y éste es menor en el suelo quemado ya que ha sufrido una alteración que no afecta exactamente igual a la materia orgánica y al nitrógeno.

Ya para los suelos con aplicación de compost las correlaciones van perdiendo nivel de significación, como consecuencia de la diferencia relativa del aporte de M.O. y N, respectivamente, al suelo por parte del compost, lo que se traduce en que las variaciones en el contenido de N en los suelos enmendados, sea mucho mayor que las del contenido en M.O. oxidable, con lo que las relaciones entre ambos parámetros, en estos casos, tiene un bajo nivel de significación (n.s).

Tabla 112. Correlaciones entre la Materia orgánica oxidable y el contenido de Nitrógeno Kjeldahl. Parcela experimental de Aitana.

Mat.org frente N-Kjeldahl	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	0.9276	***
Suelo T ₀ (Quemado)	0.7429	**
Suelo T ₃	0.7935	ns
Suelo T ₅	-0.1014	ns

IV.14.- AMONIO.

Para el estudio de la quema controlada de Aitana, se decidió además de determinar el contenido de nitrógeno kjeldahl (orgánico y amoniacal), analizar la evolución del amonio y los nitratos, con el fin de tener un mayor conocimiento acerca de la dinámica del nitrógeno en el suelo, tanto por el efecto del fuego, como por el de la aplicación del compost de lodo.

La mineralización de la materia orgánica del suelo proporciona nitrógeno en forma amoniacal, que es la primera forma inorgánica en aparecer en la transformación del nitrógeno orgánico. Posteriormente pasará a nitrito y por último a nitrato.

Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 113. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Amonio (mg/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	24.0 ^b	-	-
102	32.2 ^{cd}	32.2 ^{cd}	-
103	Incendio		-
104	30.7 ^c	68.2 ^f	34.99 ***
124	22.3 ^b	46.9 ^e	24.54 ***
144	20.3 ^{ab}	34.7 ^{cd}	40.88 ***
207	19.4 ^{ab}	19.6 ^{ab}	0.04 ns
228	22.2 ^b	36.9 ^{de}	11.26 **
251	20.2 ^{ab}	20.4 ^{ab}	0.01 ns
279	20.5 ^{ab}	27.6 ^{bcd}	3.88 ns
304	17.0 ^a	14.4 ^a	2.15 ns
339	21.8 ^{ab}	19.1 ^{ab}	1.11 ns
402	31.3 ^{cd}	24.4 ^{abc}	8.09 *
456	36.2 ^d	24.3 ^{abc}	9.18 *
F	10.80 ***	17.48 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Tras el incendio comprobamos que, ya el día siguiente a éste, el contenido de amonio en el suelo aumenta (Tabla 113). Esto puede ser debido por un lado a la mineralización de la materia orgánica provocada por una combustión parcial de ésta en la capa más superficial del horizonte superior del suelo, y por otra al aporte de material vegetal en forma de cenizas semipirolizadas (Ibañez *et al.*, 1983). Teniendo en cuenta que el nitrógeno kjeldahl es la suma del nitrógeno orgánico y el amoniacal y que el día después del incendio se detectó un descenso de éste y un aumento del amonio, podemos concluir que ha existido una pérdida de nitrógeno orgánico provocada por el incendio.

Con el tiempo, las diferencias en cuanto al amonio van desapareciendo, sin embargo en los dos últimos muestreos los datos indican que existe un menor contenido de amonio en el suelo quemado con respecto al control.

Tabla 114. Evolución de NH_4^+ en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Amonio (mg/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	20.4 _a ^b	560.4 _b ^d	609.9 _b ^e	124.14 ***
279	27.6 _a ^c	353.7 _b ^c	493.9 _c ^d	37.48 ***
304	14.4 _a ^a	105.8 _b ^b	205.0 _c ^c	22.02 ***
339	19.1 _a ^{ab}	64.9 _b ^{ab}	157.7 _c ^{bc}	40.96 ***
402	24.4 _a ^{bc}	67.5 _b ^{ab}	77.2 _b ^{ab}	9.91 **
456	24.3 _a ^{bc}	35.7 _b ^a	47.6 _c ^a	52.24 ***
F	6.82 ***	89.94 ***	55.59 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f : valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

Las aplicaciones de compost incrementan inicialmente el contenido de amonio del suelo. El descenso que se observa (*Gráfico 33*), corresponde con un periodo de lluvias y presenta un comportamiento similar al resto de cationes analizados y a la conductividad eléctrica.

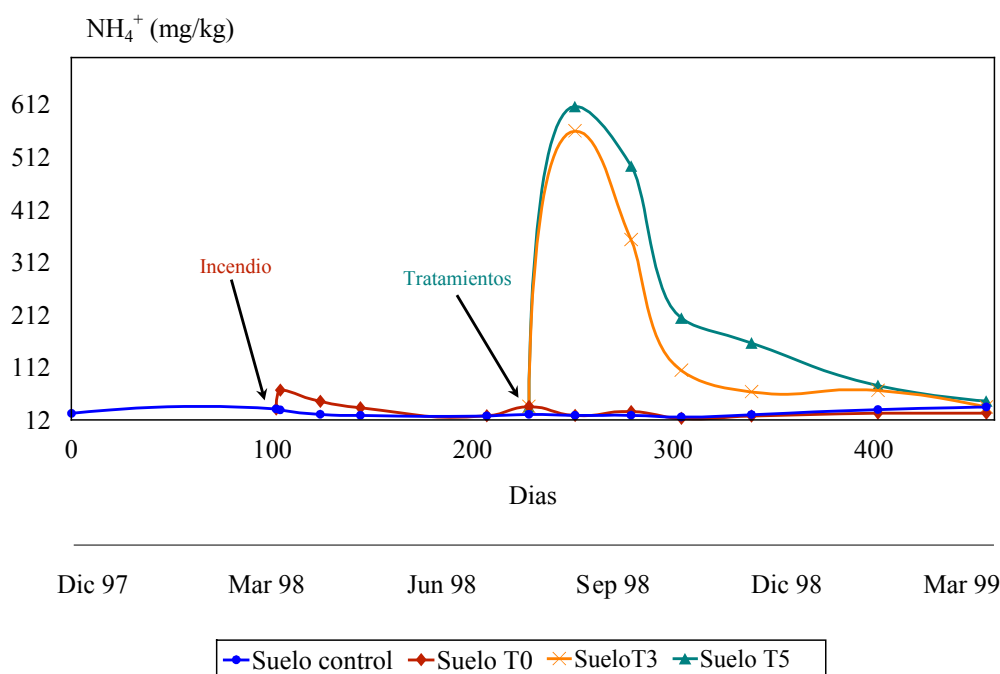


Gráfico 33. Amonio (mg/kg). Parcela experimental de Aitana.

También y como podremos comprobar más tarde al observar los resultados de la determinación de nitratos, el descenso de amonio en los suelos tratados se corresponde con un incremento paulatino en el contenido de nitratos, señal de la oxidación de aquel.

Ya al final del experimento las diferencias entre los suelos quemados (tratados y no tratados) y control disminuyen.

En la *tabla 115* se puede comprobar que existen unas correlaciones muy buenas entre el amonio y la conductividad eléctrica en los suelos tratados con el compost (suelos T₃ y T₅), ya que el subproducto orgánico es la principal fuente de amonio, y establece las diferencias en la concentración de este catión en el suelo, antes de que sea transformado a nitrato.

Tabla 115. Correlaciones entre el Amonio y la Conductividad Eléctrica
Parcela experimental de Aitana.

Amonio frente C.E.	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	0.3240	ns
Suelo T ₀ (Quemado)	0.5076	ns
Suelo T ₃	0.9592	**
Suelo T ₅	0.9644	**

IV.15.- NITRATOS.

Los nitratos son la última transformación del nitrógeno en los suelos producto de la oxidación de las diferentes formas de éste.

Es un ión muy soluble y por tanto su retención por el suelo no es fácil, por lo que normalmente se produce una lixiviación hacia horizontes inferiores en cuanto se producen lluvias, y es la forma iónica en la forma mayoritariamente absorben el nitrógeno.

Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Entre el día antes del incendio y el día después no se aprecian diferencias significativas en el contenido de nitratos (*Tabla 116*), sin embargo en el segundo y tercer muestreo desde el incendio, ya se observan diferencias, encontrándose un incremento en la zona quemada al ir oxidándose el amonio producido por la mineralización de la materia orgánica y coincidiendo con el aumento en el contenido de bacterias y el elevado contenido de hongos en ese periodo. La acción de los microorganismos nitrificantes serán los encargados de esta transformación.

Tabla 116. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Nitratos (mg/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	25.5 ^{abc}	-	-
102	50.8 ^f	50.8 ^{cde}	-
103	Incendio		-
104	48.7 ^{ef}	41.6 ^{bcd}	0.88 ns
124	37.9 ^{cde}	66.7 ^{ef}	21.54 ***
144	34.6 ^{bcd}	80.5 ^f	100.68 ***
207	34.6 ^{bcd}	28.7 ^{abc}	0.38 ns
228	21.3 ^a	48.9 ^{cde}	10.87 *
251	16.5 ^a	21.4 ^{ab}	0.29 ns
279	22.1 ^{ab}	9.4 ^a	1.12 ns
304	21.2 ^a	56.6 ^{de}	9.31 *
339	19.0 ^a	23.5 ^{ab}	4.03 ns
402	35.0 ^{cd}	25.5 ^{ab}	1.90 ns
456	45.8 ^{def}	32.0 ^{bc}	7.70 *
F	4.47 ***	7.88 ***	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

Si observamos el *gráfico 34*, podemos comprobar que la curva correspondiente al suelo control, presenta menos oscilaciones que la correspondiente al suelo quemado. Esto puede ser debido, entre otras causas, a la falta de vegetación en la zona quemada, que provoca que la lixiviación de nitratos en determinados momentos sea más fácil que en el suelo control, que tiene la protección de la cubierta vegetal. Además, en el suelo quemado se producen entradas de nitratos, como consecuencia del aporte de restos de vegetación semipirolizados; como dicho input es bastante aleatorio, mientras dura, ayuda a incrementar la variabilidad de nitratos en el suelo quemado.

Tabla 117. Evolución de NO₃⁻ en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Nitratos (mg/kg). Suelo superficial - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	21.4 ^b ^{ab}	0.5 ^a ^a	0.0 ^a ^a	8.48 **
279	9.4 ^a	0.0 ^a	0.0 ^a	1.00 ns
304	56.6 ^b ^c	62.4 ^b ^c	10.0 ^a ^{ab}	8.62 **
339	23.5 ^a ^{ab}	71.6 ^b ^c	29.3 ^a ^c	8.70 **
402	25.5 ^{ab}	50.2 ^{bc}	28.4 ^{bc}	1.76 ns
456	32.0 ^b	31.5 ^b	36.5 ^c	0.83 ns
F	5.30 **	11.56 ***	6.70 **	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m : valores distintos entre muestreos

La aplicación del compost provoca que, inicialmente, en los dos primeros muestreos desde el seguimiento de los tratamientos, no detectemos nitratos en el suelo (Tabla 117). Esto puede ser debido a que la adición de este tipo de materia orgánica, que es bastante recalcitrante, provoque que las bacterias del suelo y del compost aplicado consuman los nitratos que están más fácilmente disponibles (Guerrero, 1998). Estos fenómenos son conocidos como fijación o inmovilización biológica del nitrógeno, y ocurren normalmente en suelos a los que se les ha incorporado un material orgánico poco humificado, con relaciones C/N superior a 30. El compost utilizado por nosotros sin embargo presenta una relación C/N de 10.89, bastante óptima y por tanto puede que esta no sea la única la explicación a este hecho.

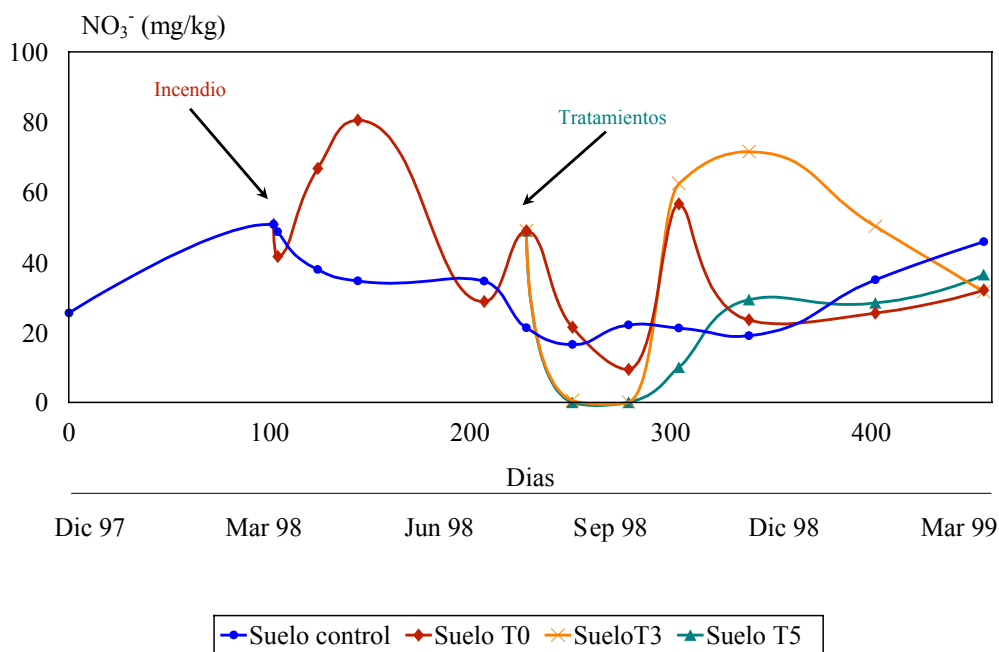


Gráfico 34. Nitratos (mg/kg). Parcela experimental de Aitana.

La forma más abundante de nitrógeno en el compost es el nitrógeno orgánico que además tal y como muestran los datos de evolución de N Kjeldahl, se mineraliza lentamente, por tanto los niveles de nitratos iniciales en los suelos tratados son bajos.

Otra posible explicación es la pérdida de nitrógeno en forma de gas que se puede producir como consecuencia de la descomposición del nitrito amónico formado en presencia

de amoníaco. Teniendo en cuenta que el contenido de amonio en los primeros muestreos es muy elevado, esta explicación es más que probable. La reacción de descomposición del nitrito amónico formado es la siguiente:



Posteriormente ya empiezan a aparecer los nitratos cuando el amonio va siendo oxidado a nitritos y por último a nitratos (*Gráfico 34*).

Además, debemos considerar que el compost de lodo no es un material rico en nitratos, con referencia al N total que contiene, como para producir variaciones iniciales importantes en el suelo sobre el que se aplica.

IV.16.- BIOMASA MICROBIANA.

Existen trabajos realizados sobre incendios controlados y quemas prescritas en los que no se ha observado un efecto directo del fuego en la biomasa microbiana (*Fenn et al., 1993; García & Rice, 1994*). También se han encontrado reducciones pero restringidas al horizonte más superficial (*Bauhus et al., 1993; Hossain et al., 1995*), y al poco tiempo tras el incendio se observó un lento crecimiento en las poblaciones de microorganismos, reduciéndose las diferencias entre suelo quemado y no quemado.

Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

El método empleado por nosotros para la determinación del carbono de la biomasa microbiana consiste en poner el suelo en las condiciones adecuadas para obtener el máximo de su actividad, es decir determinaremos el valor potencial de la actividad microbiana del suelo. En nuestro caso el estudio es por tanto adecuado y útil, puesto que podemos contrastar los resultados con los recuentos de hongos y bacterias, ya que por un lado podemos comprobar si existe una disminución real de microorganismos por efecto letal del fuego u otros motivos indirectos, y por otro podemos observar las variaciones que existen por las condiciones concretas del momento de muestreo y que hacen que la proliferación de microorganismos que estaban en estado latente (esporas) sea mayor o menor.

Tabla 118. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Biomasa C ($\mu\text{g/g}$) - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T_0	F
0	209 ^{abcd}	-	-
102	179 ^{ab}	179 ^a	-
103	Incendio		-
104	192 ^{abc}	198 ^{ab}	0.02 ns
124	194 ^{abcd}	204 ^{abc}	0.06 ns
144	209 ^{abcd}	199 ^{abc}	0.00 ns
165	170 ^a	212 ^{abc}	2.68 ns
166	187 ^{ab}	210 ^{abc}	0.41 ns
167	182 ^{ab}	235 ^{abcde}	1.29 ns
168	194 ^{abcd}	230 ^{abcde}	0.63 ns
169	197 ^{abcd}	233 ^{abcde}	0.49 ns
207	231 ^{abcde}	220 ^{abcd}	0.10 ns
228	214 ^{abcd}	187 ^a	0.76 ns
251	264 ^{cdef}	298 ^{cdef}	0.40 ns
279	270 ^{def}	321 ^{ef}	1.03 ns
304	292 ^{ef}	376 ^f	3.72 ns
339	313 ^f	307 ^{def}	0.01 ns
402	263 ^{cdef}	284 ^{bcdef}	0.95 ns
456	248 ^{bcdef}	286 ^{bcdef}	5.42 ns
F	2.19 **	2.60 **	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m, n, o, p, q, r : valores distintos entre muestreos

Podemos comprobar mediante esta determinación que el incendio no produjo directamente una disminución en las poblaciones totales de microorganismos, y entre el día anterior al incendio y el día posterior no encontramos diferencias. Este resultado es totalmente lógico en este caso concreto, teniendo en cuenta la humedad del suelo en el momento del incendio, que como ya hemos comentado antes, a nuestro juicio es el factor principal que condiciona el poder amortiguador y protector del suelo frente al fuego y el gradiente de temperatura. En nuestro caso se pudo comprobar la escasa conductividad calorífica que tiene el suelo en determinadas condiciones (Beadle, 1940; Packman, 1971; Aston & Gill, 1976; Raison et al., 1986; Dimitrakopoulos & Martin, 1990).

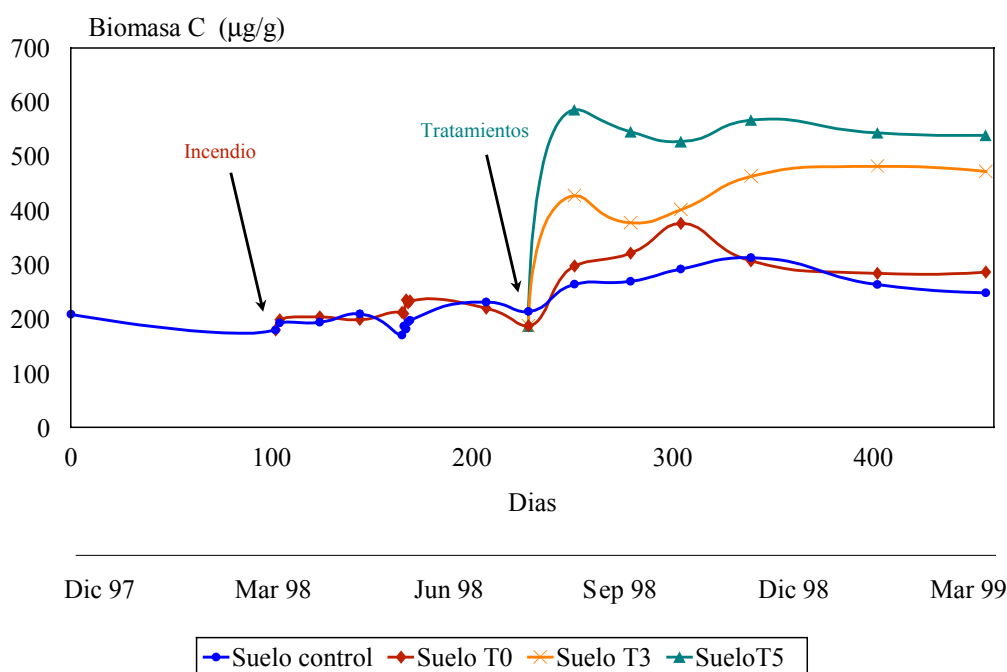
Entre el suelo control y el quemado no encontramos por tanto diferencias significativas en ninguno de los muestreos realizados. Por tanto, en este caso, el fuego no ha producido ni directa ni indirectamente un cambio en la biomasa microbiana total del suelo. Otra cuestión distinta es la relación entre el contenido de bacterias y el de hongos que veremos más adelante, la cual si se ve modificada por un efecto indirecto del incendio.

Tabla 119. Evolución de la biomasa microbiana en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Biomasa C ($\mu\text{g/g}$) - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	298 _a	427 _a	586 _b	8.75 **
279	321 _a	377 _a	545 _b	9.77 **
304	376	401	527	3.01 ns
339	307 _a	463 _b	567 _b	14.56 **
402	284 _a	482 _b	543 _b	40.02 ***
456	286 _a	472 _b	539 _c	52.62 ***
F	0.86 ns	0.95 ns	0.37 ns	

***, **, *: valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
_{a, b, c}, _{a, b, c, d, e, f}: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

La aplicación del compost, si que provoca un incremento en la biomasa microbiana del suelo, puesto que estamos incorporando un material orgánico con un buen contenido de microorganismos (Tabla 119), además de añadir otras fuentes de carbono y nitrógeno así como de otros elementos, mayores que las que proporciona el suelo, que van a provocar un incremento del desarrollo microbiano de los suelos tratados. Las diferencias entre tratamientos ya se manifiestan desde el primer muestreo tras la incorporación del compost (Gráfico 35), y se mantiene durante el estudio, salvo en un muestreo puntual, en el que se sigue observando la tendencia, pero la alta variabilidad entre las muestras hace que el tratamiento estadístico nos dé un resultado no significativo.

Gráfico 35. Biomasa C ($\mu\text{g/g}$). Parcela experimental de Aitana.

IV.17.- BACTERIAS VIABLES.

Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Se tomaron medidas de la temperatura y humedad del suelo durante los muestreos. Las temperaturas se midieron siempre a la misma hora del día (12:00 h). La cubierta vegetal rebaja siempre las temperaturas máximas estivales e incrementa las mínimas en invierno. Se puede observar que, sobre todo, en el periodo estival, existe una diferencia destacable en la temperatura del suelo entre la zona control y la quemada (T_0) (Gráfico 37). El incremento de la temperatura del suelo en la zona quemada es muy superior y es un factor a tener en cuenta en la discusión de los resultados de parámetros microbiológicos, ya que las fluctuaciones de temperatura y humedad del suelo condicionan las poblaciones microbianas (Mc Gill *et al.*, 1986; Insam *et al.*, 1989). Las poblaciones microbianas del suelo y su desarrollo dependen de forma estricta de la disponibilidad de agua en este medio (Metting, 1991).

Tabla 120. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Bacterias (U.F.C./g suelo seco) ($\times 10^5$) - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T_0	F
0	121 ⁱ	-	-
102	42 ^{bcd}	42 ^a	-
103	Incendio		-
104	41 ^{bcd}	51 ^a	1.45 ns
124	48 ^{cde}	77 ^{ab}	28.42 ***
144	54 ^{cdef}	157 ^d	68.63 ***
165	62 ^{defg}	254 ^{ef}	12.34 *
166	63 ^{defg}	263 ^{ef}	19.19 **
167	64 ^{defg}	279 ^f	35.30 ***
168	75 ^{fg}	251 ^{ef}	345 ***
169	80 ^{fgh}	224 ^e	18.53 **
207	68 ^{efg}	127 ^{bcd}	35.09 ***
228	11 ^a	53 ^a	89.96 ***
251	33 ^{abc}	50 ^a	5.09 ns
279	21 ^{ab}	42 ^a	2.13 ns
304	57 ^{cdef}	87 ^{abc}	2.43 ns
339	85 ^{gh}	72 ^a	2.53 ns
402	87 ^{gh}	153 ^d	15.57 **
456	104 ^{hi}	128 ^{cd}	2.22 ns
F	11.01 ***	23.51 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001$, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m, n, o, p, q, r : valores distintos entre muestreos

Entre el día antes del incendio y el día después, no hay diferencias significativas en cuanto a las bacterias de los primeros centímetros de suelo. En un principio lo esperable sería una disminución de las poblaciones de microorganismos, sin embargo en el contenido de bacterias no encontramos una disminución, pensamos que principalmente debido a la humedad que presentaba el suelo (21.1 %) justo en el momento de producirse el paso del fuego. A 5 cm de profundidad, no se ha producido el suficiente incremento de temperatura como para ser letal para este tipo de microorganismos edáficos. Comprobamos como, en estas condiciones, el suelo actúa como un verdadero amortiguador en las oscilaciones térmicas extremas.

Si observamos los registros de temperaturas tomados durante la quema (*ver figuras 3.4.3.2 a 3.4.3.5 del apartado de material y métodos*), comprobaremos que existe un gradiente elevado entre las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo ($\cong 700^{\circ}\text{C}$) y las alcanzadas a 5 cm de profundidad ($\leq 22^{\circ}\text{C}$); lo cual nos indica el alto poder como aislante térmico que el suelo puede tener en determinadas condiciones.

En los muestreos siguientes al incendio, el contenido de bacterias va aumentando significativamente; principalmente debido al aporte de nutrientes por las cenizas. Esta hipótesis coincide con los resultados obtenidos para los cationes asimilables. También puede ser debido este aumento al incremento de pH producido tras el incendio, ya que las poblaciones de bacterias se desarrollan mejor cuando el pH aumenta (*Serra et al., 1992*).

Estos resultados coinciden con resultados de otros autores, que han encontrado a menudo un incremento explosivo de la actividad microbiana en suelos en los que las condiciones bioclimáticas y edáficas han condicionado que el fuego no afectase de una manera directa al suelo; y el aporte de cenizas junto con su consecuencia directa de incremento de pH, provoquen estos efectos. En los casos en los que se produce este incremento de las poblaciones de microorganismos al poco tiempo de ocurrir el incendio, se ha observado que la relación biomasa bacteriana/biomasa fúngica aumenta (*Wright & Tarrant, 1957; Dunn et. al., 1985; Ahlgren, 1974; Margaris, 1977; Vazquez et al., 1993*). En este sentido, nuestros resultados concuerdan con todo esto y corroboran la interpretación de este efecto. Las poblaciones de hongos tienden a disminuir puesto que los incrementos de pH no los favorecen. Sus condiciones más adecuadas en cuanto al pH son los valores ligeramente ácidos de suelo (*Gandullo, 1994*).

Otro factor que puede también haber influido en una mayor proliferación de los microorganismos en el suelo afectado por el fuego, es el aumento de temperatura en éste respecto al suelo control, provocado por recibir una mayor radiación solar directa (*Gráfico 37*), siempre que las condiciones de humedad de los suelos sean similares.

A los cinco meses del incendio las diferencias entre control y quemado desaparecen, como se puede comprobar a la vista de los resultados y coincidiendo con la recuperación del pH original del suelo y cuando desaparecen también las diferencias en cuanto a los cationes asimilables.

Al final del experimento, en los últimos muestreos, se observa como tanto en el suelo control como en el quemado (T₀) se produce un aumento en el contenido de bacterias, coincidiendo con el fin del verano, que ha sido extremadamente seco. Tras este periodo la humedad del suelo en los muestreos comienza a aumentar por las lluvias de otoño y con ella la de las poblaciones de bacterias.

Tabla 121. Evolución de las bacterias en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Bacterias (U.F.C./g suelo seco) (x 10⁵) - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	50 _a ^a	138 _b ^{bc}	141 _b ^b	11.07 **
279	42 _a ^a	57 _a ^a	71 _a ^a	2.98 ns
304	87 _a ^b	201 _b ^c	284 _c ^{cd}	14.97 **
339	72 _a ^{ab}	120 _b ^{ab}	234 _c ^c	56.98 ***
402	153 _a ^c	298 _b ^d	334 _b ^d	21.35 ***
456	128 _a ^c	154 _a ^{bc}	232 _b ^c	7.62 *
F	16.66 ***	13.64 ***	26.63 ***	

***, ** *, : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

En general, la aplicación de los tratamientos con compost produce un incremento de bacterias, mayor cuanto mayor es la dosis de aplicación (*Gráfico 36*).

En experimentos con otros residuos orgánicos también se han encontrado resultados similares (*Clapp et al., 1986; García Orenes, 1996; Guerrero, 1998*). El descenso del muestreo del día 279 se puede atribuir a la baja humedad que presentaban las muestras de suelos en el momento del muestreo. Además el compost puede incorporar determinadas sustancias inhibitoras de crecimiento microbiano (*Mc Graph, 1995*) al ser adicionado, que más tarde son degradadas en el suelo produciéndose entonces un crecimiento exponencial de las poblaciones de bacterias viables como ocurre en nuestro caso.

En todos los muestreos, si nos fijamos en la *tabla 115* existen diferencias significativas entre los tratamientos, excepto en el caso del muestreo del día 279, en el que la actividad se ha reducido bastante y las diferencias entre éstos desaparecen.

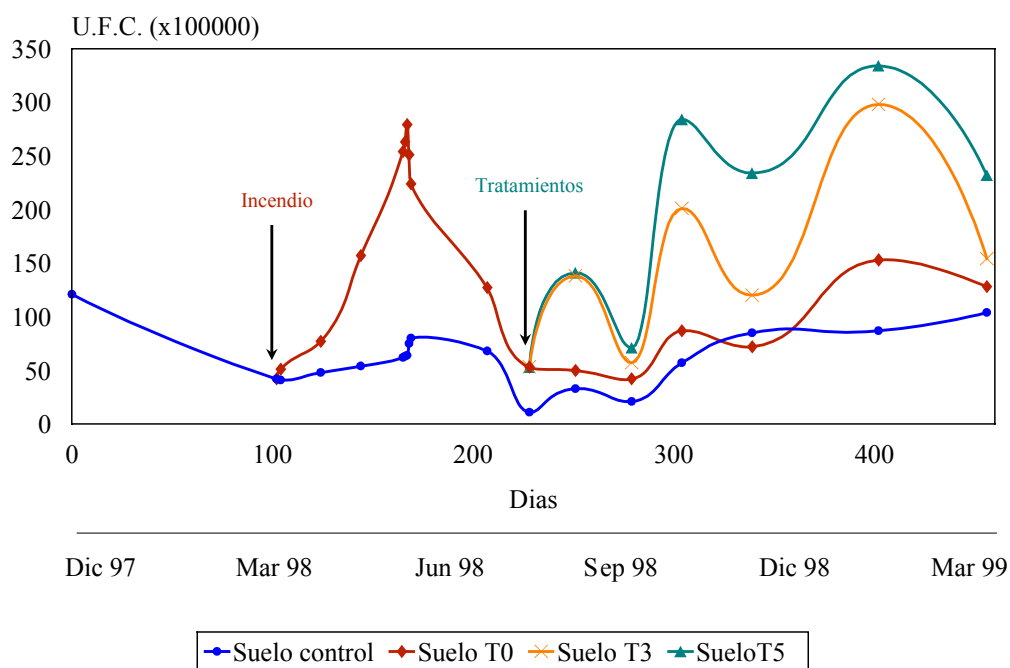


Gráfico 36. Evolución del contenido de bacterias en los suelos. Parcela experimental de Aitana.

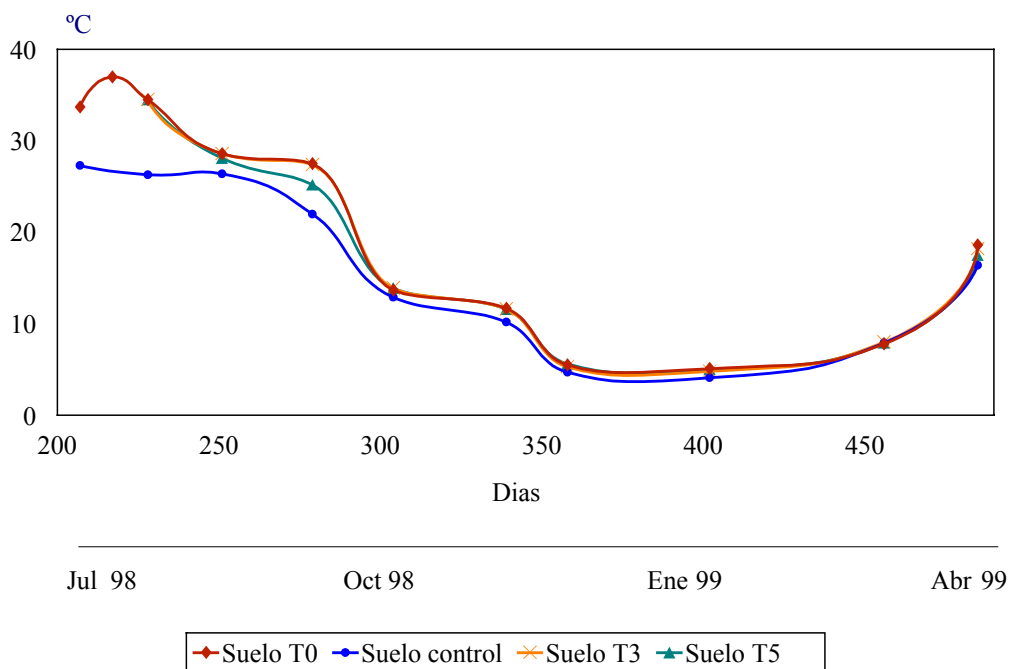


Gráfico 37. Temperatura post-incendio del suelo a 2.5 cm de profundidad.

Podemos comprobar como la temperatura post-incendio en el suelo afectado por el fuego es mayor que en el suelo control (*Gráfico 37*), sobre todo en el periodo estival. La falta

de vegetación provoca un aumento de la evaporación del suelo, ya que la insolación recibida es mayor (Gráfico 38). La capa de cenizas, que en ocasiones suele ser de color oscuro, también puede contribuir a un mayor calentamiento de la superficie del suelo, aunque en este caso y como ya comentamos, no existía mucha cama de cenizas al poco tiempo de producirse el incendio debido al efecto eólico en los primeros días tras la quema. La falta de una capa de hojarasca no facilita la retención de agua por el suelo. Todos estos motivos provocan un aumento en la temperatura del horizonte superficial del suelo que en algunos casos han llegado a superar entre 6 y 25 °C por encima de sus suelos control (Chandler et al., 1983; Díaz Fierros et al., 1989).

En nuestro caso hemos llegado a detectar en verano una diferencia de temperaturas entre el suelo control y el quemado de 10 °C. Se ha encontrado un escaso nivel de significación en las correlaciones bacterias-Tª y bacterias-humedad (Tablas 122 y 123).

Tabla 122. Correlaciones entre Bacterias y Temperatura del suelo post incendio. Parcela experimental de Aitana.

Bacterias frente a Temperatura	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	-0.7770	*
Suelo T ₀ (Quemado)	-0.5566	ns
Suelo T ₃	-0.6976	ns
Suelo T ₅	-0.8911	*

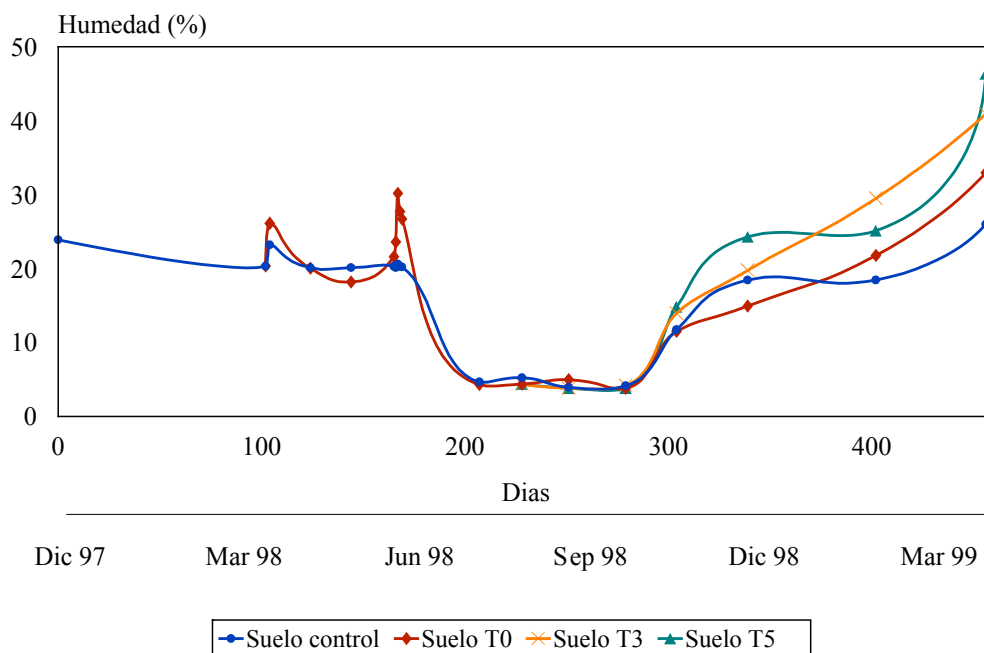


Gráfico 38. Humedad del suelo (%) entre 0-4 cm, para cada muestreo realizado.

Como muestra el *gráfico 38*, la humedad de los suelos tratados con compost es mayor que la del suelo sin tratamientos, ya que el aporte de materia orgánica en forma de compost de lodo de depuradora aumenta la capacidad de retención de agua entre otras propiedades físicas (Logan & Harrison, 1995), favoreciendo el crecimiento microbiano en el suelo.

Tabla 123. Correlaciones entre Bacterias y Humedad del suelo.
Parcela experimental de Aitana.

Bacterias frente a Humedad	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	0.6234	**
Suelo T ₀ (Quemado)	0.5914	*
Suelo T ₃	0.4928	ns
Suelo T ₅	0.5589	ns

IV.18.- HONGOS VIABLES.

Resultados correspondientes a la quema controlada de Aitana.

Tabla 124. Evolución de la zona quemada con respecto a la zona control (sin quemar).

Hongos (U.F.C./g suelo seco) ($\times 10^3$) - Parcela experimental de Aitana			
Día	Control	Quemado T ₀	F
0	87 ^{bc}	-	-
102	242 ^g	242 ^{bc}	-
103	Incendio		-
104	221 ^{fg}	794 ^d	11.30 **
124	200 ^f	442 ^c	14.77 **
144	186 ^f	114 ^{ab}	17.78 ***
165	145 ^e	116 ^{ab}	4.66 ns
166	139 ^{de}	113 ^{ab}	0.95 ns
167	126 ^{de}	117 ^{ab}	0.31 ns
168	110 ^{cde}	81 ^{ab}	10.23 *
169	106 ^{cd}	86 ^{ab}	2.32 ns
207	77 ^{bc}	35 ^a	66.07 ***
228	20 ^a	21 ^a	0.08 ns
251	36 ^a	28 ^a	3.39 ns
279	37 ^a	24 ^a	2.88 ns
304	56 ^{ab}	51 ^{ab}	0.12 ns
339	133 ^{de}	69 ^{ab}	17.39 **
402	102 ^{cd}	108 ^{ab}	0.12 ns
456	79 ^{bc}	93 ^{ab}	2.30 ns
F	30.11 ***	11.35 ***	

***, **, * : valores significativos a $p < 0.001, 0.01, 0.05$ respectivamente. ns: no significativo
a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, l, m, n, o, p, q, r : valores distintos entre muestreos

Tras el paso del fuego, se produjo un incremento explosivo que pudimos comprobar ya el día después del incendio (*Tabla 124*). Este efecto puede deberse a varias razones; por un lado la Tª alcanzada durante la quema a 5 cm de profundidad no superó los 22 °C; con lo que el efecto letal que el calor pudo causar en las poblaciones de microorganismos, se limitaría principalmente a los primeros milímetros de suelo, pero a partir de ahí y hasta los 5 cm de profundidad el efecto que ha podido causar el aumento de temperatura es el opuesto, es decir favorecer el desarrollo de poblaciones. Este hecho, junto con otras circunstancias como son una ligera lluvia producida a las pocas horas del incendio y el aporte de nutrientes por las cenizas, supuso una mejora en las condiciones del hábitat para estos microorganismos en ese momento.

Este incremento explosivo observado inmediatamente después del incendio, va desapareciendo con el tiempo, pensamos sin duda que debido entre otras posibles causas, al incremento de pH producido en el suelo, ya que los hongos no están favorecidos por aumentos del pH de los mismos (*Gandullo, 1994*).

Al tercer muestreo desde el día del incendio, es decir a los 40 días, encontramos que estas diferencias entre la zona control y la quemada están invertidas; la zona quemada presenta un menor contenido de hongos que la zona control. La explicación a este hecho pensamos que sigue radicando en el incremento de pH que aún está presente. Hay autores que indican que existe normalmente un pobre desarrollo de las poblaciones de hongos tras los incendios, hecho que puede ser atribuible principalmente a los cambios cualitativos que sufre la materia orgánica en el suelo tras el paso del fuego (*Fernández et al., 1997*), sin embargo, nosotros no creemos que para este caso concreto, la explicación a este efecto en este muestreo en el que el contenido de hongos ha disminuido con respecto al control, sean cambios cualitativos en la materia orgánica, ya que al no afectar directamente el fuego a la materia orgánica del suelo no pensamos que exista un cambio cualitativo destacable.

Las diferencias a partir del 4º muestreo tras el incendio (día 165), en general y salvo algún muestreo muy puntual desaparecen entre la zona control y la quemada.

Tabla 125. Evolución de los hongos en el suelo tratado con distintas dosis de compost.

Hongos (U.F.C./g suelo seco) (x 10³) - Parcela experimental de Aitana				
Día	Suelo T ₀	Suelo T ₃	Suelo T ₅	F
229	Aplicación de los tratamientos			-
251	28 ^{ab} _a	47 ^b _b	43 ^a _b	5.36 *
279	24 ^a	20 ^a	36 ^a	1.61 ns
304	51 ^{bc}	72 ^{bc}	55 ^a	1.61 ns
339	69 ^c	100 ^d	94 ^b	3.70 ns
402	108 ^d	131 ^e	125 ^b	0.52 ns
456	93 ^d	85 ^{cd}	99 ^b	0.78 ns
F	17.34 ***	20.59 ***	9.35 ***	

***, **, * : valores significativos a p < 0.001, 0.01, 0.05 respectivamente. ns: no significativo

a, b, c, d, e, f: valores distintos entre tratamientos / entre muestreos

Respecto a la aplicación de tratamientos (Tabla 125 y Gráfico 39), a partir del día 279, no encontramos diferencias con respecto al suelo quemado sin aplicación de compost. Posiblemente, y aunque la presencia del lodo conlleva una mayor cantidad de elementos nutritivos en el suelo, la menor disponibilidad de agua en éste, originada por su adsorción sobre los materiales orgánicos, ha impedido la eclosión en el crecimiento de hongos.

A pesar de que las diferencias no son significativas, hay un pequeño incremento del contenido fúngico viable en los suelos que han recibido aporte de compost. Los hongos son microorganismos típicos del suelo si bien capaces de colonizar otros medios, quizá el aporte de materia orgánica en forma de compost no ha supuesto un desarrollo tan espectacular en la población de hongos como ha ocurrido con la población bacteriana. Hay que tener en cuenta que aportamos el compost a un suelo cuyo pH ha aumentado debido al incendio afectando al crecimiento fúngico. Por otro lado el compost apenas va a introducir nuevos hongos en el suelo, ya que estos microorganismos son más sensibles a la pérdida de humedad que las bacterias (Tablas 127 y 123), y difícilmente han resistido el proceso de compostaje; de hecho lo podemos comprobar en la tabla de caracterización del compost (Tabla 3.4.6.1 del apartado de material y métodos), en la que observamos que el contenido de hongos es menor que en los suelos estudiados.

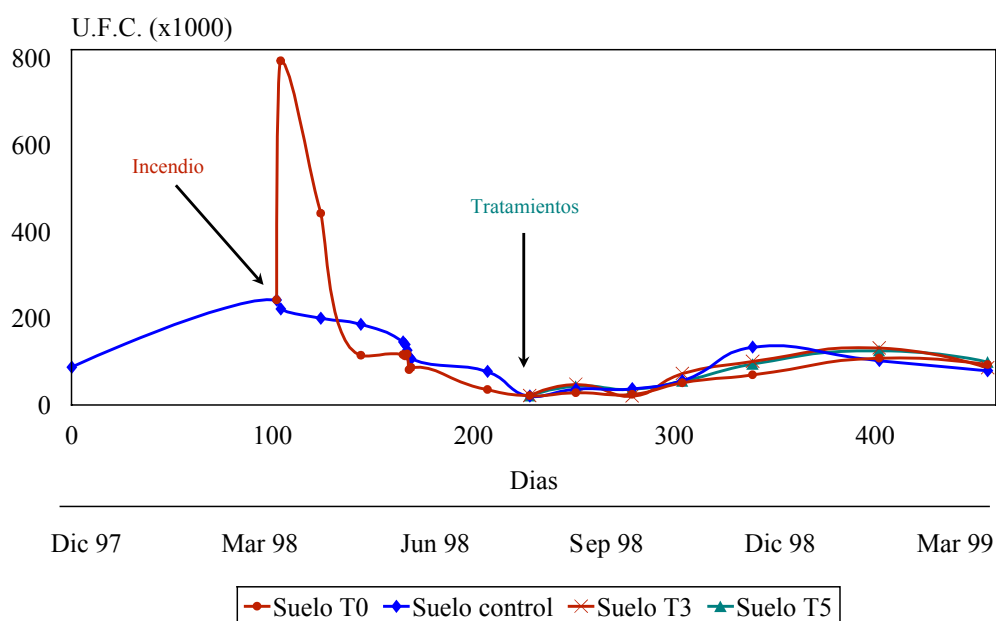


Gráfico 39. Evolución del contenido de **hongos** en los suelos. Parcela experimental de Aitana.

Por último cabría destacar que frente a los trabajos de otros autores, en cuyos experimentos controlados (García Orenes, 1996), sí se obtiene un alto crecimiento de hongos en suelos tratados con lodos, nuestro estudio se realizó en campo, lo que implica una alta variabilidad en cuanto humedad y temperatura que han condicionado directamente el

crecimiento de estas poblaciones y que quizá en nuevos experimentos similares al nuestro obtendríamos resultados diferentes en función de estos condicionantes.

La proliferación de las poblaciones de bacterias es mayor tras el incendio que la de los hongos (*Vazquez et al., 1993*). Comparando los resultados entre bacterias y hongos, nosotros también hemos podido comprobar este hecho.

Tabla 126. Correlaciones entre Hongos y Temperatura del suelo post incendio.
Parcela experimental de Aitana.

Hongos frente a Temperatura	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	-0.6996	ns
Suelo T ₀ (Quemado)	-0.9242	***
Suelo T ₃	-0.9121	*
Suelo T ₅	-0.9151	**

Tabla 127. Correlaciones entre Hongos y Humedad del suelo post incendio.
Parcela experimental de Aitana.

Hongos frente a Humedad	Coefficiente de correlación	Nivel de significación
Control	0.6463	**
Suelo T ₀ (Quemado)	0.3583	ns
Suelo T ₃	0.7281	ns
Suelo T ₅	0.7576	ns

Hemos encontrado una aceptable correlación negativa entre hongos y T^a del suelo (*Tabla 126*), lo que indica que altas temperaturas pueden afectar muy negativamente a las colonias de hongos del suelo.

El nivel de significación en la correlación hongos-humedad (*Tabla 127*), es muy bajo, al igual que ocurría en el caso de las bacterias.

IV.19.- VEGETACIÓN (Parcela experimental-Sierra de Aitana).

Como complemento a los resultados obtenidos para todos los parámetros edáficos, al final del experimento de la parcela de la Sierra de Aitana, se realizaron algunas determinaciones estimativas de la producción de la vegetación, con el fin de poder evaluar los objetivos que nos habíamos planteado al decidir la aplicación de los tratamientos

regenerativos en los suelos, puesto que una buena recuperación edáfica debería tener una repercusión positiva en la producción de biomasa vegetal.

a) BIOMASA VEGETAL.

Se ha determinado la biomasa vegetal aérea producida en las 6 subparcelas en las que se aplicaron los tratamientos de compost de lodo (*Tablas 128 y 129*).

La biomasa fue extraída cortándola a ras de suelo, para posteriormente secarla y pesarla. La aplicación de los tratamientos fue el día 229, y la extracción de la biomasa vegetal se hizo el día 529, es decir 300 días después de la incorporación de las distintas dosis de compost (*Gráfico 40*).

Tabla 128. **Biomasa vegetal aérea** en cada una de las subparcelas.
Parcela experimental de Aitana.

Parcela 1 Tratamiento T ₀ Kg m.s./m ²	Parcela 2 Tratamiento T ₃ Kg m.s./m ²	Parcela 3 Tratamiento T ₅ Kg m.s./m ²	Parcela 4 Tratamiento T ₅ Kg m.s./m ²	Parcela 5 Tratamiento T ₃ Kg m.s./m ²	Parcela 6 Tratamiento T ₀ Kg m.s./m ²
0.126	0.180	0.304	0.308	0.238	0.135

Tabla 129. **Incremento de la biomasa vegetal. Comparación de tratamientos.**

Parcela experimental de Aitana.

Tratamiento	Biomasa vegetal (kg/m ²)	Incremento (%)
T ₀	0.131	-
T ₃	0.209	60.15
T ₅	0.306	134.48

Adicionalmente se tomaron medidas de la altura en diferentes individuos de *Brachypodium phoenicoides* (especie predominante en el momento de la extracción de la biomasa) en las diferentes parcelas, encontrándose también diferencias. La altura media en las plantas de esta especie crecidas en las parcelas T₀, es decir sin aplicación de compost era de 43 cm, mientras que las desarrolladas en las parcelas con el tratamiento T₅ era de 65 cm.

Como se puede inferir de la observación de los resultados de la biomasa vegetal, el incremento de ésta en las parcelas tratadas con el compost es considerable, lo cual es interesante en el sentido de reducir el tiempo de exposición del suelo frente a los agentes erosivos que pueden ser, en ocasiones, los que ponen en marcha procesos degradativos en los suelos que pierden su cubierta vegetal.

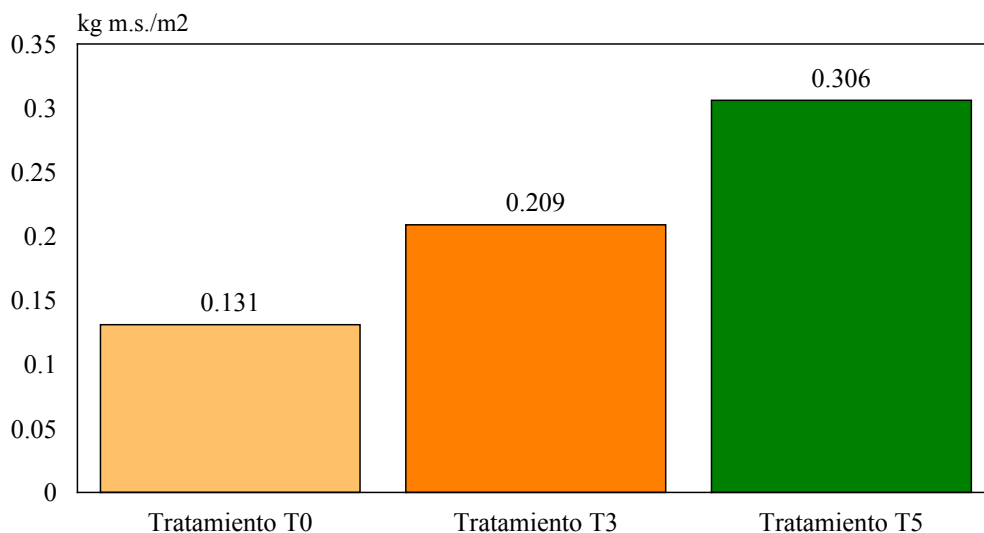


Gráfico 40. Biomasa vegetal aérea a los 300 días de la aplicación de los tratamientos. Parcela experimental de Aitana

b) ESPECIES VEGETALES.

Hemos determinado las principales especies vegetales que han aparecido en las 6 subparcelas objeto del estudio comparativo de los tratamientos. Los resultados se muestran en la *tabla 130*.

En función de los resultados obtenidos, en principio no se observa que la aplicación de los tratamientos en el suelo haya favorecido el desarrollo de alguna especie concreta, respecto de las parcelas 1 y 6, es decir de las parcelas afectadas por el fuego con tratamiento T₀ (0 kg/m²).

Se puede observar como en las parcelas con tratamientos T₃ y T₅ de compost, existe una mayor diversidad de especies que las parcelas con tratamiento T₀ (sin aplicación de compost), siendo en todos los casos especies autóctonas de la zona de estudio.

Hay que destacar que en el momento de la extracción de la biomasa vegetal la especie predominante en todas las parcelas, tanto en las tratadas como en las que no, era *Brachypodium phoenicoides*. El mecanismo de regeneración de esta especie de herbácea tras el paso fuego es por rizomas y tallos rastreros (*Cucó, 1987*).

Tabla 130. Principales **especies vegetales** aparecidas en las distintas subparcelas.
Parcela experimental de Aitana

<i>Subparcela</i>	Especies
1 (tratamiento T ₀)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Brachypodium phoenicoides</i> • <i>Crataegus monogyna</i>
2 (tratamiento T ₃)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Brachypodium phoenicoides</i> • <i>Crataegus monogyna</i> • <i>Prunus spinosa</i> • <i>Daphne gnidium</i>
3 (tratamiento T ₅)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Brachypodium phoenicoides</i> • <i>Crataegus monogyna</i> • <i>Prunus spinosa</i> • <i>Daphne gnidium</i> • <i>Rapistrum monogyna</i> • <i>Ulex parviflorus</i> • <i>Euphorbia sp.</i> • <i>Cistus albidus</i>
4 (tratamiento T ₅)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Brachypodium phoenicoides</i> • <i>Crataegus monogyna</i> • <i>Prunus spinosa</i> • <i>Rapistrum monogyna</i> • <i>Ulex parviflorus</i> • <i>Inula viscosa</i> • <i>Rosa agrestis</i>
5 (tratamiento T ₃)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Brachypodium phoenicoides</i> • <i>Prunus spinosa</i> • <i>Rapistrum monogyna</i> • <i>Ulex parviflorus</i> • <i>Euphorbia sp.</i> • <i>Rosa agrestis</i> • <i>Cistus albidus</i>
6 (tratamiento T ₀)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Brachypodium phoenicoides</i> • <i>Crataegus monogyna</i> • <i>Prunus spinosa</i> • <i>Ulex parviflorus</i> • <i>Inula viscosa</i> • <i>Cistus albidus</i>

T₀ (0 kg compost / m²), T₃ (3 kg compost / m²), T₅ (5 kg compost / m²).

c) CONTENIDO DE CLOROFILAS.

Una observación curiosa en el momento de efectuar la siega de la materia vegetal para determinar la producción de biomasa vegetal, fue la diferente intensidad en la coloración

verde que presentaban las plantas en las diferentes subparcelas y que era apreciable a simple vista. Por este motivo se decidió determinar el contenido de clorofilas en la especie predominante (*Brachypodium phoenicoides*).

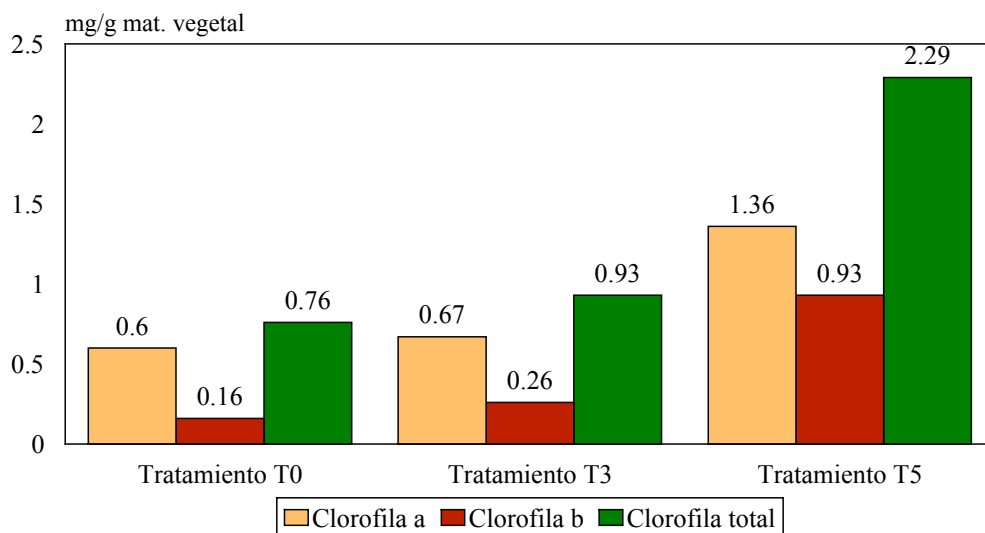


Gráfico 40. Contenido de **clorofilas** en individuos de *Brachypodium phoenicoides* de las parcelas sometidas a los diferentes tratamientos de aplicación del compost. Parcela experimental de Aitana

Los resultados (*Gráfico 40*) muestran un gran incremento del contenido en clorofilas en las plantas de esta especie de las parcelas tratadas con el compost de lodo, y mayor en las parcelas con la dosis más alta de aplicación de este residuo orgánico, tanto en *clorofila a* como en *clorofila b*. Estos resultados son totalmente lógicos teniendo en cuenta el alto contenido de hierro y nitrógeno que presentaba el compost. Este incremento en el contenido de clorofilas es también altamente beneficioso ya que, sin duda, potenciará la síntesis de materia vegetal.

En general, los resultados obtenidos en cuanto a la vegetación, aunque no han sido tan exhaustivamente estudiados como los parámetros edáficos, nos dan una orientación y nos muestran unas tendencias muy claras, mostrando que el efecto de las aplicaciones de los tratamientos con este compost de lodo de depuradora ha resultado altamente beneficioso para el desarrollo de la vegetación, ya que se ha conseguido que la regeneración de la cubierta vegetal sea más rápida que en los suelos afectados por el fuego y sin tratamiento de aplicación del compost. Además debemos tener en cuenta la sequía que ha habido durante el periodo de estudio en la Sierra de Aitana (*Tablas 2.8.3.9 y 2.8.3.10 en el apartado de introducción*), la cual ha supuesto aproximadamente una reducción de 825 mm de media anual a 380 mm en registro de precipitaciones. Suponemos, por tanto, que si las condiciones hubiesen sido más “normales” y acordes con las medias anuales, los resultados en cuanto a vegetación habrían sido aún mejores.

IV.20.- ANEXO FOTOGRÁFICO.



Foto 1. Subparcela 1. Día 228. (27/07/98). 125 días después del incendio.



Foto 2. Subparcela 1. Día 528. (24/05/99). 425 días después del incendio. Sin tratamiento T₀.



Foto 3. Subparcela 3. Día 228. (27/07/98). 125 días después del incendio. Antes de la aplicación del compost.



Foto 4. Subparcela 3. Día 528. (24/05/99). 425 días después del incendio. 300 días después de la aplicación del compost. Tratamiento T₅.



Foto 5. *Brachypodium phoenicoides* en una de las parcelas sin tratamiento de compost. (24/05/99) Día 528.



Foto 6. *Brachypodium phoenicoides* en una de las parcelas tratadas con compost (T₃). (24/05/99) Día 528.

V.- CONCLUSIONES

V.- CONCLUSIONES.

Las conclusiones siguientes son fruto de una rigurosa reflexión realizada a lo largo de cinco años de análisis bibliográfico y de estudios de gabinete, de laboratorio y de campo, acerca del preocupante, pero a la vez apasionante, problema de los incendios forestales.

Probablemente, alguna de ellas podrá modificarse en un futuro próximo, dado que pensamos seguir en esta línea de investigación. Alguna de las conclusiones que aquí presentamos podrían no ser del todo extrapolables a otras zonas con características edáficas, climáticas, orográficas, etc. diferentes.

1.- Las modificaciones físicas, químicas y biológicas que se pueden llegar a producir de manera directa por efecto del fuego sobre los suelos van a depender, esencialmente, del tipo de incendio y de las condiciones bioclimáticas del suelo.

2.- Los factores que condicionarán el gradiente de temperaturas que se registre en el suelo serán principalmente: la humedad del suelo, la cantidad de biomasa vegetal y su humedad, la velocidad de propagación del fuego y, por tanto, del tiempo de residencia de las llamas.

3.- Los efectos indirectos provocados por la pérdida de la cubierta vegetal y por el aporte de cenizas serán más o menos duraderos dependiendo, principalmente, de la cantidad de cenizas aportadas, así como de los efectos erosivos que se producen tras el incendio forestal. La recuperación de los niveles de algunos parámetros edáficos, en ocasiones, no indica más que la exportación del ecosistema afectado de nutrientes y constituyentes por procesos erosivos.

4.- Los daños directos menos graves tras un incendio forestal se dan en zonas donde éste ha sido de tipo aéreo y la orografía es de relieve suave. La orografía de la zona afectada se convierte en uno de los factores principales que van a marcar, en esa situación, la evolución del contenido de nutrientes del suelo.

5.- En zonas de elevada pendiente se observan pérdidas de suelo, y por tanto de nutrientes, como consecuencia de procesos erosivos. Un incendio de tipo aéreo puede provocar, en zonas de elevada pendiente, un empobrecimiento de nutrientes a medio y largo plazo, irrecuperable de manera natural a pesar de los aportes de éstos con las cenizas vegetales que se desprenden de la vegetación quemada durante y tras el incendio.

6.- Los incendios intensos, en los cuales el fuego penetra directamente en el suelo, son los que afectan más negativamente a las propiedades del mismo. La pérdida de materia orgánica, así como la reorganización de la distribución en el tamaño de agregados, provoca alteraciones en las propiedades físicas del suelo.

7.- Se obtienen resultados totalmente diferentes y opuestos en parámetros tales como: materia orgánica y nitrógeno, según la tipología del incendio ocurrido en la zona estudiada. Mientras en las que sufren incendios de tipo aéreo estos parámetros ven incrementados sus valores, en aquellas que sufrieron incendios intensos, por el contrario, disminuyen.

8.- El análisis de la distribución de la materia orgánica en el perfil de un suelo es, a nuestro juicio, adecuado para interpretar la tipología del incendio ocurrido, así como para determinar hasta qué profundidad ha penetrado el fuego, en el supuesto de tratarse de un fuego subterráneo.

9.- El análisis estadístico entre muestreos indica que, en general, existe un mayor dinamismo en los suelos no afectados por el fuego, permaneciendo más estáticos aquellos que han experimentado los efectos del incendio.

10.- Tras el paso del fuego la disponibilidad del fósforo en el suelo aumenta, debido a las transformaciones del fósforo presente de formas orgánicas a inorgánicas, así como al que se ha aportado al suelo vía cenizas. Este hecho es favorable en las primeras etapas de la regeneración, si tenemos en cuenta que a nivel cuantitativo, este elemento puede resultar limitante en el crecimiento de la biomasa vegetal y animal, debido a su escasa presencia.

11.- La dinámica del nitrógeno en el suelo se ve alterada por el incendio forestal. Por lo general se produce una pérdida de nitrógeno orgánico, aumentando la fracción amoniacal y los nitratos. Por lo tanto, al igual que para el fósforo, la disponibilidad del nitrógeno tras el paso del fuego aumenta. Sin embargo, el balance global en incendios de intensidad moderada es de una pérdida de este elemento en el suelo.

12.- La escasa conductividad térmica del suelo en determinadas condiciones de humedad evita, en estos casos, la pérdida de biomasa microbiana por efecto directo del fuego, sin embargo, la alteración indirecta de las condiciones microclimáticas y edáficas modifica la relación biomasa bacteriana/biomasa fúngica.

13.- La total desaparición de vegetación tras un incendio subterráneo, y los daños causados al suelo, como son la disminución de materia orgánica, de nitrógeno y la alteración en la estructura del suelo, provocan que el tiempo necesario para la reaparición de cubierta vegetal sea mucho mayor que si el incendio hubiese sido aéreo. Esto implica un mayor tiempo de exposición del suelo desnudo frente a las lluvias, viento y otros agentes erosivos, por lo que el riesgo potencial de degradación y desertización de estas zonas aumenta..

14.- La observación comparativa de las fotografías por microscopía electrónica entre suelos control y afectados por incendios de tipología diversa indica que en zonas que sufrieron incendios subterráneos, con pérdida rápida de materia orgánica por combustión, se produce una reorganización en el tamaño de los agregados. Los de menor tamaño parecen ser los más afectados, puesto que se produce una reducción de esta fracción en el suelo, con todas las consecuencias que esto puede ocasionar.

15.- Los ensayos para evaluar el porcentaje de agregados estables de un suelo que se basan en medidas de resistencia física, pueden conducir a un error de interpretación si no se tienen en cuenta todas las propiedades que deben cumplir los agregados para considerarlos como tales.

16.- La aplicación de los tratamientos de compost de lodo ha supuesto una notable aceleración en la regeneración de la cubierta vegetal. Se trata de un hecho favorable, ya que de este modo reducimos el periodo crítico de exposición del suelo desprotegido frente a los agentes erosivos.

17.- No se ha detectado toxicidad, en ninguno de los elementos estudiados, como consecuencia de la aplicación del compost.

18.- La aplicación de los tratamientos ha incrementado la biomasa microbiana del suelo, así como el contenido de materia orgánica y nutrientes esenciales. El pH disminuye como consecuencia de la incorporación del compost contribuyendo, todo ello, a un mejor desarrollo de la vegetación en los primeros estadios de la regeneración.

19.- El número de especies vegetales ha aumentado en las parcelas tratadas con el compost, tanto más cuanto mayor ha sido la dosis de aplicación, siendo todas ellas especies autóctonas de la zona de estudio.

20.- La aplicación de los tratamientos ha incrementado el contenido de clorofilas en la vegetación, hecho que también es altamente beneficioso puesto que sin duda, junto a la mejora en la disponibilidad nutricional, va a potenciar la síntesis de nuevo material vegetal, lo que se traducirá en un efecto protector sobre los suelos mucho más intenso.

VI.- BIBLIOGRAFÍA

VI.- BIBLIOGRAFÍA.

- ABAD, M. (1991). Los substratos hortícolas: características y manejo. *Actas II Congreso Nacional de Fertilización, 1-15. Ed. FIAPA, Almería.*
- ACHERAR, M. (1981). La colonisation des friches par le pin d'alep (*Pinus halepensis* Mill) dans les basses garrigues du Montpelliérais, *Thèse de 3^{ème} cycle Univ. Sci. Tech. Lang, Montpellier, 210 pp.*
- AGUILAR, A.; ETCHEVERS, J. D. & CASTELLANOS, J. Z. (1987). Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. *Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Chapingo. México.*
- AHLGREN, I. F. (1974). The effect of fire on soil organisms. *In Kozlowski T. T. and C.E. Ahlgren (eds). Fire and Ecosystems. Academic Press. New York, pp. 47-72.*
- ALCAHUD CORTES, M.; MARTINEZ SANCHEZ, J. J. & OROZCO BAYO, E. (1997). Influencia de los incendios forestales sobre la regeneración y distribución de la Sabina negral (*Juniperus phoenicea* L.) en las provincias de Albacete y Murcia. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5, 27-29. Pamplona.*
- ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F. J. & MARTÍN, F. (1990). Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Sci., 149, 158-168.*
- ALMENDROS, G.; POLO, A.; IBAÑEZ, J. J.; & LOBO, M. C. (1984b). Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. I.- Transformaciones del humus en un bosque de pinus pinea del centro de España. *Rev. Ecol. Biol. Sol. 21: 7-20.*
- ALMENDROS, G.; POLO, A.; LOBO, M. C. & IBAÑEZ, J. J. (1984a). Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. II.-Transformaciones del humus por ignición en condiciones controladas de laboratorio. *Rev. Ecol. Biol. Sol. 21 (2): 145-160.*
- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem. 10: 215-221.*
- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem. 21: 471-479.*

- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. (1990). Application of ecophysiological quotients (qCO_2 y qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.
- ANDREU, V.; LLINARES, J. V. & GIMENO-GARCÍA, E. (1996). Four years of data on the evolution of water erosion on two forest burned areas with contrasting pedological characteristics. *First European Conference on Erosion Control. Sitges-Barcelona*
- ANDREU, V.; RUBIO, J. L. & CERNÍ, R. (1998a). Effects of mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia, Spain).
- ANDREU, V.; RUBIO, J. L.; FORTEZA, J. & CERNÍ, R. (1994). Long term effects of forest fires on soil erosion and nutrient losses. *Soil erosion as a consequence of forest fires. M Sala y J. L. Rubio. 79-90. Geoforma Ediciones, Logroño.*
- ANDREU, V.; RUBIO, J. L.; GIMENO-GARCÍA, E. & LLINARES, J. V. (1998b). Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. *Soil Till. Res.* 45: 441-454.
- ARCE, R.; DOMÍNGUEZ, R.; MENNITI, S.; MORALES, G.; MORENO, C.; SAINZ, J. A. & SANTA-OLALLA, J. (1996). El medio ambiente en España. *Cuadernos EOI.(Escuela de Organización Industrial).*
- ARENS, P. L. (1983). La importancia actual del reciclaje de los residuos orgánicos para la agricultura. En “*El reciclaje de las materias orgánicas en la agricultura de América latina*”, 1-2. Ed. Roma (Italia).
- ARNON, D. I. (1949). Copper enzymes and isolated chloroplasts. *Plant Physiol.* 24: 1-15.
- ARIANOUTSOU, M. & MARGARIS, N. S. (1981). Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (east Mediterranean) I. Regeneration by seed germination. *Biologie-Ecologie Méditerranéenne*, 8: 119-128.
- ARNAL, C. & MESEGUER, E. (1986). Incendis forestals i riuades. “*El Temps*”, nº121.
- ASPIRAS, R. B.; ALLEN, O. N.; HARRIS, R. F. & CHESTERS, G. (1971). Aggregate stabilization by filamentous microorganisms. *Soil Sci.* 112: 282-284.
- ASTON, A. R. & GILL, A. M. (1976). Coupled soil moisture, heat and water vapour transfers. *Aust. J. Soil Res.*, 14: 55-66.

- BÅÅTH, E.; FROSTEGÅRD, A.; PENNANEN, T. & FRITZE, H. (1995). Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 27, N°2: 229-240.
- BABIUK, L.A. & PAUL, E.A. (1970). The use of fluorescein isothiocyanate in the determination of the bacterial biomass of a grassland soil. *Can. J. Microbiol.* 16: 57-62.
- BAEZA, M. J.; DE LUIS, M. & RAVENTÓS, J. (1997). Comportamiento del fuego en incendios experimentales en aulagares de diferentes edades en la Comunidad Valenciana. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5, 67-71. Pamplona.*
- BALLONI, W. & FAVILLI, F. (1987). Effects of agricultural practiques on the physical, chemical and biological properties of soils: Part I. Effect of some agricultural practices on the biological soil fertility. *Scientific basis for soil protection in the European Comunity. Barth, H. Y L'Hemerite, P. (eds). 161-180.*
- BARÁ, S. (1982). Evolución de la composición de los suelos incendiados. *Public Dpto. Forestal de Zonas Húmedas. Lourizán, Pontevedra. CRIDA 0.1-INIA.*
- BARÁ, S. & VEGA, J. A. (1983). Efectos de los incendios forestales en los suelos del N.O. de España. *Public. Dept. Forest. De las Zonas Húmedas. Lourizán, Pontevedra, CRIDA 0.1- INIA*
- BAUHUS, J.; KAHNNA, P. K. & RAISON, R. J. (1993). The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. *Aus J Soil Res* 31: 621-639.
- BAYLEY, S. E. & SCHINDLER, D. W. (1991). The role of fire in determining stream water chemistry in northern coniferous forests. *Ecosystems Experiments (ed. H. A. Mooney), John Wiley & Sons, New York. 141-165.*
- BEADLE, N. C. W. (1940). Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *J. Ecol.*, 28, 180-192.
- BELL, R. L. & BINKLEY, D. (1989). Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fire in a loblolly pine plantation. *Can. J. For. Res.* 19: 816-820.
- BELL, D. T. & WILLIAMS, D. S. (1998). Tolerance of thermal shock in seeds. *Aust. J. Bot.*, 221-233.

- BELLEGARD, S. E.; WHELAN, R. J.; & MUSTON, R. M. (1994). The impact of wildfire on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and their potential to influence the re-establishment of post-fire plant communities. *Mycorrhiza*, 4: 139-146.
- BENITO RUEDA, E.; GÓMEZ-ULLA, A. & DÍAZ-FIERROS, F. (1986). Descripción de un simulador de lluvia para estudios de erodibilidad del suelo y estabilidad de los agregados al agua. *An. Edafol. Agrobiol.* 45: 115-126.
- BERNABÉ MAESTRE, J.M. (1976). Red fluvial y niveles de terrazas en la depresión Cocentaina-Muro, (Valls d'Alcoi). *Cuadernos de Geografía, n° 16, Valencia, pp. 23-39.*
- BERNABÉ MAESTRE, J. M. (1978). Geografía de la provincia de Alicante. Los Valles de Alcoy. *Excma. Diputación Provincial de Alicante. ISBN: 84-500-2637-7.: 401- 405.*
- BERNDTSSON, R. & LARSON, M. (1987). Spatial variability of infiltration in a semi-arid environment. *J. Hydrol.*, 90: 117-133.
- BERINGER, J.; PACKHAM, D. & TAPPER, N. (1995). Biomass burning and resulting emissions in the northern territory, Australia. *Int. J. Wildland Fire*, 5(4): 229-235.
- BETREMIEUX, R.; LE BORGNE, E. & MONNIER, G. (1960). Evolution de certaines propriétés du sol sous l'influence du chauffage. *C. R. Acad. Sci. Paris* 251: 2753-2755.
- BINKLEY, D. & CHRISTENSEN, N. (1992). The effects of canopy fire on nutrient cycles and plant productivity. *Laven R & Omi P. (eds). Pattern and Processes in crown fire ecosystems. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.*
- BIRCH, H. F. (1964). Mineralization on plant nitrogen following alternate wet and dry conditions. *Plant Soil*, 20: 43-50.
- BLANK, R. R.; ALLEN, F. & YOUNG, J. A. (1994). Extractable anions in soils following wildfire in a safebrush grass community. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 564-570.
- BOERNER, R. E. J. & FORMAN, R. T. T. (1982). Hydrologic and mineral budgets of New Jersey Pine Barrens upland forests following two intensities of fire. *Can. J. For. Res.* 12: 503-510.

- BOLOS, O. & TERRADES, J. (1982). El bosc mediterrani. La recerca forestal. Estat actual sobre el bosc. *Ciència*, 20: 5-14.
- BORONAT, J.; LANCIS, C.; FRESNEDA, M. & MANSANET, C. (1989). Protección del medio físico de la Font Roja. *Instituto de Cultura Juan Gil-Albert. Diputación de Alicante*. 121pp.
- BORREGO, C. & MIRANDA, A. I. (1998). Forest fires effects in air quality. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Coimbra, Portugal. Vol. II. pp. 1621-1624.*
- BOUANANI, F.; DOMEIZEL, M. & PRONE, A. (1999). Correlation of nitrogen mineralization dynamic with soil microaggregation evaluation after application of recycled organic matters. *6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate. Barcelona. Extended Abstracts: 17-18.*
- BOYER, W. D. & MILLER, J. H. (1994). Effect of burning and brush treatments on nutrient and soil physical properties in young longleaf pine stands. *Forest Ecol. Manag.* 70: 311-318.
- BRADSTOCK, R. A. & AULD, T. D. (1995). Soil temperatures during experimental busfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *J. Appl. Ecol.*, 32: 76-84.
- BRADSTOCK, R. A.; AULD, T. D.; ELLIS, M. E. & COHN, J. S. (1992). Soil temperatures during bushfires in semi-arid, malle shrublands. *Aust. J. Ecol.* 17: 433-440.
- BREMMER, J. M. & BRITEMBECK, G. A. (1983). A simple method for determination of amonium in semimicro-Kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 14 (10): 905-913.
- BRONCANO, M. J. & RETANA, J. (1997). Importancia de la depredación de semillas en la regeneración postincendio del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5, 85-89. Pamplona.*
- BROOKES, P. C. & MCGRATH, S. P. (1984). Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *J. Soil Sci.* 35: 341-346.
- BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. & JENKINSON, D. S. (1982). Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol. Biochem.* 14: 319-329.

- BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. & JENKINSON, D. S. (1985). The microbial biomass in soil. In *Ecological Interactions in Soil: Plants, Microbes and Animals*. (A. H. Fitter; D. A. Atkinson; D. J. Reed; M. B. Usher, Eds.). Blackwell, Oxford, pp 123-125.
- BROWN, A. G. (1990). Soil erosion and fire in areas of mediterranean type vegetation: Results from chaparral in Southern California, USA, and matorral in Andalucía, Southern Spain. En J.B. Thornes (ed): *Vegetation and erosion: processes and environments*, 269-288.
- BRUINSMA, J. (1963). The quantitative analysis of chlorophylls a and b in plant extracts. *Photochem and Photobiol.* 2: 241-249.
- BURNS, R. G. & DAVIES, J. A. (1986). The microbiology of soil structure. *Biol. Agric. Hort.* 3: 95-113.
- BURROWES, I. S. (1984). Practical experiences and problems of sludge transport and landspreading. Ed. *Severn-Trent Water Authority, Bristol*.
- BYRAM, G. M. (1959). Combustion of forest fuels. *Forest fire: Control and Use*. K. P. Davis. pp. 61-89. Mc Graw-Hill, New York.
- CALVO, A. (1987). Geomorfología de laderas en la montaña del País Valenciano. *I.V.E.I., Col. Politécnica*. 301pp. Valencia.
- CAMPBELL, G. S.; JUNGBAUER, J. D.; BIDLAKE, W. R. & HUNGERFORD, R. D. (1994). Predicting the effect of temperature on soil thermal conductivity. *Soil Sci.* 158, 5: 307-313.
- CANADELL, J. & FONTANILLAS, I (1987). Els efectes del foc sobre el sòl i els nutrients de l'ecosistema. *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions*. Ed: *Diputació de Barcelona*. pp: 145-180.
- CARBALLAS, M.; ACEA, M. J.; CABANEIRO, A.; TRASAR, C.; VILLAR, M. C.; DÍAZ-RAVIÑA, M.; FERNANDEZ, I.; PRIETO, A.; SAA, A.; VAZQUEZ, F. J.; ZEHNER, R. & CARBALLAS, T. (1993). Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. In: *Fires in Mediterranean Ecosystems*. Trabaud L. y Prodon, R. (Eds), pp. 380-385. *Commission of the European Communities*.
- CARBALLAS, T. (1993). Effects of fires on soil quality. Biochemical aspects. Proyect: Fire influence on orgánic matter evolution and N and P mobilization in forest soils: *Management for soil reclamation*. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC).

- CARREIRA, J. A. & NIELL, F. X. (1995). Mobilization of nutrients by fire in a semiarid Gorse-Scrubland ecosystem of southern Spain. *Arid Soil Res. Rehab.*, Vol. 9: 73-89.
- CEBALLOS, L. & RUIZ DE LA TORRE, J. (1971). Árboles y arbustos de la España peninsular. *E.T.S. Ingenieros de Montes. Madrid*.
- CERDÁ, A. (1993a). La infiltración en los suelos del País Valenciano. Factores y variaciones espacio-temporales, *PhD Thesis, Universitat de València*, 357 pp.
- CERDÁ, A. (1995a). Factores y variaciones espacio-temporales de la infiltración en los ecosistemas mediterráneos. *Geoforma Ediciones, Logroño*, 159 pp.
- CERDÁ, A. (1995b). Influencia de la exposición sobre la producción de sedimentos y escorrentías en ambientes semiáridos. *Cuadernos de Investigación Geográfica*. 20-21. *Logroño*.
- CERDÁ, A. (1995c). Hidrología y erosionabilidad de suelos en ambientes semi-áridos. Petrer, Alicante. *Studia Oecologica, XII*: 159-164.
- CERDÁ, A. (1997). Influencia de la litología en los procesos de erosión en badlands. Los casos de Anna (Valencia) y Petrer (Alicante). *Pirineos, 149-150*: 3-20.
- CERDÁ, A. (1998a). Changes in overland flow and infiltration after a rangeland fire in a Mediterranean scrubland. *Hydrol. Process. 12*: 1031-1042.
- CERDÁ, A. (1998b). The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrol. Process. 12*: 661-671.
- CERDÁ, A.; IMESON, A. C. & CALVO, A. (1995). Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena 24*: 289-304.
- CERDÁ BOLINCHES, A. (1993b). Incendios forestales y estabilidad de agregados. *Cuad de Geogr. 53*: 1-16 *Valencia*
- CHANDLER, C.; CHENEY, P.; THOMAS, P.; TRABAUD, L. & WILLIAMS, D. (1983). Fire in forestry. Vol. 1. *Forest fire behaviour and effects*. Wiley & sons, New York.
- CHARTRES, C. J. & MÜCHER, H. J. (1989). The effects of fire on the surface properties and seed germination in two shallow monoliths from a rangeland soil subjected to simulated raindrop impact and water erosion. *Earth Surf. Proces. 14*: 407-417.

- CHAUSSOD, R. & NICOLARDOT, B. (1982). Mesure de la biomasse microbienne dans les sols cultivés. I. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 19: 501-512.
- CHAVEZ-RAMIREZ, F. & PRIETO, F. G. (1994). Effects of prescribed fires on habitat use by wintering raptors on a Texas barrier island grassland. *J. Raptor Res.* 28(4): 262-265.
- CLAPP, C. E.; STARK, S. A.; CLAY, D. E. & LARSON, W. E. (1986). Sewage sludge organic matter and soil properties. In "The role of organic matter in modern agriculture". Edit. Y. Chen and Y. Avnimelech. Martnus Nijhoff publishers, Dordrecht. The Netherlands.
- CUCÓ, M. L. (1987). Mecanismos de regeneració. *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres perturbacions.* Ed: Diputació de Barcelona. pp: 45-62.
- DA SILVA, F. & MELNICZUK, J. (1997). Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. *R Bras. Ci. Solo, Campinas*, 21: 113-117.
- DARDER PERICÁS, B. (1945). Estudio geológico del sur de la provincia de Valencia y norte de la de Alicante. *Bol. Inst. Geológico y Minero LVIII*, 2 vols.
- DASKALAKOU, E. N. & THANOS, C. A. (1996). Aleppo pine (*Pinus halepensis*) post fire regeneration: the role of canopy and soil seed banks. *Int. J. Wildland Fire*, 6(2): 56-66.
- DE LA TORRE-GARCÍA, A. & ALÍAS-PÉREZ, L. J. (1996). Suelos y Vegetación en el Alto Vinalopó. *Secretariado de Publicaciones. Universidad de Alicante.*
- DE LAS HERAS, J. (1994). Sucesión de la vegetación briofítica en bosques incendiados del sistema Alcazar- Segura-Cazorla (SW de Albacete). *Instituto de Estudios Albacetenses. Albacete*, 142 pp.
- DE LAS HERAS, J.; BERZOSA, A.; HONRUBIA, M.; TORRES, P.; DIAZ, G. & SANCHEZ, F. (1997). Efectos de fuegos experimentales sobre la población de esclerocios de *Cenococcum sp.* en pinares de *Pinus halepensis*. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5: 133-137. Pamplona.*

- DE LUIS, M.; BAEZA, M. J. & RAVENTÓS, J. (1997). Análisis de curvas de temperatura-tiempo en fuegos experimentales en aulagares de distintas edades: enfoque alternativo. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5, 143-148. Pamplona.*
- DEBANO, L. F.; (1971). The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35, 340-343.*
- DEBANO, L. F. (1981). Water repellent soils: a star-of-the-art. *USDA General Technical Report PSW -46, 21p.*
- DEBANO, L. F.; DUNN, P. H. & CONRAD, C. E. (1977). Fire's effect on physical and chemical properties of chaparral soils. I. Soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J. 43: 504-509.*
- DEBANO, L. F.; MANN, L. D. & HAMILTON, D. A. (1970). Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Sci. Soc Am. J., 34, 130-133.*
- DEBANO, L. F.; OSBORN, J. F.; KRAMMES, J. S. & LETEY, J. (1967). Soil wettability and wetting agents...our current knowledge of the problem. *USDA Forest Service Research Paper PSW-43.*
- DEBANO, L. F. & RICE, R. M. (1973). Water-repellency. Their implications. *J. Forest., 220-223.*
- DEBANO, L. F.; SAVAGE, S. M. & HAMILTON, D. A. (1976). The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Sci. Soc. Am. J. 40: 779-782.*
- DECKA, H. K. & MISHRA, R. R. (1983). The effect of slash burning on soil microflora. *Plant Soil 73. 167-175.*
- DEL TORO, M.; GIL, J. & CORRAL MORA, M. (1998). Modelo de evaluación paramétrica de suelos forestales basado en sus propiedades químicas. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. N°4, pp. 131-136.*
- DÍAZ, E.; ROLDÁN, A.; LAX, A. & ALBALADEJO, J. (1994). Formation of stable aggregates in degraded soil by amendment with urban refuse and peat. *Geoderma, 63: 277-288.*
- DÍAZ-FIERROS. F.; GIL SOLTRES, F. CABANEIRO, A.; CARBALLAS, T.; LEIROS PENA, M. C. & VILLAR CELOIRO, M.C. (1982). Efectos erosivos de los incendios forestales en los suelos de Galicia. *An. Edafol. Agrobiol. 41: 627-639.*

- DÍAZ-FIERROS, F. & PEREZ MOREIRA, R. (1982). Nuevos datos sobre la influencia de los incendios forestales en la erosión del suelo en Galicia. *BAUR*. 12: 129-140.
- DÍAZ-FIERROS, F.; BENITO, E. & PÉREZ, R. (1987) Evaluation of the U.S.L.E: for prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena*, 14, 189-199.
- DÍAZ-FIERROS, F.; BENITO, E.; VEGA, J.A.; CASTELAO, A.; SOTO, B.; PEREZ, R. & TABOADA, T. (1989). Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). In: *Fire in Ecosystem Dynamics Mediterranean and Northern Perspectives*. Goldammer, J.G. y Jenkins, M.J. (eds), pp. 103-116 SPB Academy Publishing The Hague.
- DÍAZ-RAVIÑA, M.; PRIETO, A.; ACEA, M. J. & CARBALLAS, T. (1992). Fumigation-extraction method to simulate microbial biomass in heated soils. *Soil Biol. Biochem.* 24: 259-264.
- DÍAZ-RAVIÑA, M.; PRIETO, A.; BÅÅTH, T. (1996). Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biol Biochem* 28: 419-426.
- DICKSON, E. L.; RASIAH, V. & GROENEVELT, P. H. (1991). Comparison of four prewetting techniques in wet aggregate stability determination. *Can J. Soil Sci.*, 71: 67-72.
- DIECKMANN, H.; MOTZER, H.; HARRES, H. P. & SEUFFERT, O. (1992). Vegetation and erosion. Investigations on erosion plots in Southern Sardinia. *Geoko-plus* 3, 139-149.
- DÍEZ, J. A. (1982). Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel-Hernáudo para la evaluación del fósforo asimilable en suelos. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 41(7-8), 1345-1353.
- DIMITRAKOPOULOUS, A. P. & MARTIN, R. E. (1990). Measuring and modelling soil-temperatures profiles during simulated wildland fires conditions. *Proceedings of the International Conference on Forest Fire Research, Coimbra, Portugal, B.* 21-1-15.
- DINEL, H.; LEVESQUE, M.; JAMBU, P. & RIGHI, D. (1992). Microbial and longchain aliphatic in the formation of stable aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*: 56: 1250-1255.

- DOCTOR CABRERA, A. (1991). Los incendios forestales en la Provincia de Córdoba. *Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba Serie: Estudios de Geografía N°2*. 134 pp.
- DODGE, M. (1977). Chaparral soils and fuel and fire-vegetation interactions. *Proc. Symp. Envir. Cons. Fire and fuel Manage. Medit. Ecosys. Forest Serv. Dep. Agric. U.S.*
- DUCHAUFOR, PH. (1987). Manual de edafología. *Masson, S.A., Barcelona*.
- DUDLEY, J. L. & LAJTHA, K. (1993). The effects of prescribed burning on nutrient availability and primary production in sandplain grasslands. *Am. Midl. Nat.* 130: 286-298.
- DUNN, P. H.; BARRO, S. C. & POTH, M. (1985). Soil moisture affects survival of microorganisms in heated chaparral soil. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 143-148.
- DUPUY DE LÔME, E. (1957). Mapa Geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja 821. *Alcoy, Madrid. I.G.M.E., 1957, 96 pp.*
- DYRNESS, C. T. & NORUM, R. A. (1983). The effects of experimental fires on black spruce forest floors in interior Alaska. *Can. J. Forest Res.* 13: 879-893.
- ELA, S. D.; GUPTA, S. C. & RAWIS, W. J. (1992). Macropore and surface seal interactions affecting water infiltration into soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56. 714-721.
- ELLIS, R. C. & GRALEY, A. M. (1983). Gains and losses in soil nutrients asociated with harvesting and burning eucalypt rainforest. *Plant Soil*, 74: 437-450.
- ELLISON, W. D. (1945). Some effects of raindrops and surface flow on soil erosion and infiltration. *Transactions. American Geophysical Union.* 26(3). 415-429.
- ELWELL, H. A. & STOCKING, M. A. (1976). Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rodhesia. *Geoderma*, 15: 61-70.
- EPEMA, G. F. & RIECEBOS, H. TH. (1984). Fall velocity of waterdrops at different heights as a factor influencing erosivity of simulated rain. In Rainfall simulation, Run off and Soil Erosion. *Ed. Jan de Ploey. Catena Supplement, 4. Braunschweig (1983), 1-17.*
- ETIÉGNI, L. & CAMPBELL, A. G. (1991). Physical and Chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technol.* 37: 173-178.

- FALLOT, P. (1948). Les cordilleres bétiques. *Estudios geológicos*, nº8, pp 83-172.
- FELIPÓ, M. T. (1992). Contaminación del suelo e impacto ambiental. Seminario "Contaminación, protección y saneamiento de suelos". UIMP, Valencia.
- FENN, M. E.; POTH, M. A.; DUHN, P. H. & BARRO, S. C. (1993). Microbial N and biomass, respiration and N mineralization in soils beneath two chaparral species along a fire-induced age gradient. *Soil Biol Biochem* 25: 457-466.
- FERNÁNDEZ, M. C.; GIMENO, P. & GONZÁLEZ, J. (1988). Impacto del fuego sobre ecosistemas edáficos. *II Congreso Nacional sobre la Ciencia del Suelo, S.E.C.S./I.R.N.A.*, 603-608.
- FERNÁNDEZ, I.; CABANEIRO, A. & CARBALLAS, T. (1991). Effect of fire on the mineralization kinetics of organic matter in woodland soils. *Abs. Inter. Conf. Soil Eros. Degrad. Conseq. Forest Fire, Sala y Rubio, J. L. (eds)*, pp 15. Barcelona-Valencia
- FERNÁNDEZ, I.; CABANEIRO, A. & CARBALLAS, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biol Biochem* 29: 1-11.
- FERRAN, A.; CASTELL, C.; FARRÀS, A.; LÓPEZ, L. & VALLEJO (1991). Els efectes del foc en pinedes de la Catalunya Central. *Bullt. Inst. Cat. Nat.*, 59 (Sec. Bot., 8): 129-143
- FERRANDIS GOTOR, P.; TENDERO SÁNCHEZ, J. & HERRANZ SANZ, J. A. (1997). Efecto de un fuego experimental sobre el banco de semillas edáfico en un pinar de *Pinus halepensis* Miller. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas* 5: 173-177. Pamplona.
- FOLCH GUILLÉN, R. & CASTELLÓ VIDAL, J. I. (1976). Los incendios forestales. *Cuadernos de ecología aplicada. Diputación de Barcelona*.
- FOLLET, R. F.; GUPTA, S. C. & HUNT, P.G. (1987). Conservation practices: relation to the management of plant nutrients for crop production. In "Soil fertility and organic matter as critical components of production systems". Ed. SSSA, 3, 19-51., Madison.
- FOREGEARD, F. & FRENOT. Y. (1987). Suivi de quelques caractéristiques physicochimiques d'un sol de lande à *Ulex europaeus* après un incendie de printemps. *Rev Ecol. Sol.* 24: 715-728.

- FRITZE, H; SMOLANDER, A.; LEVULA, T.; KITUNEN, V. & MÄLKÖNEN, E. (1994). Wood ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass and its activity. *Biology and Fertility of Soils* 17: 57-63.
- GANDULLO, J. M. (1994). Climatología y ciencia del suelo. *Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Fundación Conde del Valle de Salazar*. 404 pp.
- GANDULLO, J. M. (1998). Evaluación de los suelos para usos forestales. *Ponencia presentada en el Curso superior de "Evaluación y Conservación de suelos"*. Centro de Investigación y Desarrollo Agrario, Granada. Junta de Andalucía.
- GARCÍA CAMARERO, J. (1989). Restauración de zonas y ecosistemas en degradación. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General de Estructuras Agrarias. Hojas divulgadoras Num.13/89HD*.
- GARCÍA CANO, M. F. (1998). Avaluació de la pèrdua de nutrients i dels canvis en la fertilitat del sol en un matollar de *Ulex parviflorus* afectat pel foc i la pluja torrencial. *Tesi de Llicenciatura. Universitat d'Alacant*.
- GARCÍA FAYOS, P. (1987). El impacto de los incendios forestales. *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana. Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes*.
- GARCÍA IZQUIERDO, C.; HERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, T. & COSTA YAGÜE, F. (1998). Suelos erosionados: bioindicadores de su calidad biológica y bioquímica. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*. N°4, pp. 165-175.
- GARCÍA NOVO, F. (1977). The effects of fire on the vegetation of Doñana National Park, Spain. In: *Proc. Symp. Envir. Cons. Fire and Fuel Manage. Medit. Ecosys. Forest. Serv. Dep. Agric. U.S.*
- GARCÍA ORENES, F. (1992). Estudio sobre la estabilidad de agregados. Aspectos químicos y microbiológicos. *Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Murcia*.
- GARCÍA ORENES, F. (1996). Utilización de lodos de depuradora como enmendantes de suelos degradados. Valoración de los cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. *Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante*.
- GARCÍA, F. O. & RICE, C. (1994). Microbial biomass dynamics in tallgrass prairie. *Soil Sci Soc Am J* 58: 816-823.

- GARCÍA-VILLANUEVA, J. A.; TARREGA, R.; ENA, V. & SERRANO, M. C. (1998). Bird community from a fire degraded pinewood. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Coimbra, Portugal. Vol. II. pp 1717-1725.*
- GATI, F. (1983). La materia orgánica del suelo, su importancia y formas de mantenerla. En "El reciclaje de materias orgánicas en la agricultura de América latina". 126-152. Ed. FAO, Roma (Italia).
- GIMENO, P. (1987). Impacto del fuego sobre ecosistemas edáficos. *Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid.*
- GIOVANNINI, G. & LUCCHESI, S. (1983). Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Sci., 136, 231-236.*
- GIOVANNINI, G. & LUCCHESI, S. (1997). Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Sci. 162, 7: 479-486.*
- GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. & GIACHETTI, M. (1988). Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Sci., 143, 220-226.*
- GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. & GIACHETTI, M. (1989). Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. *Fire and Ecosystem Dynamics Mediterranean and Northern Perspectives. Goldammer, J. C. y Jenkins, M. J. (eds). pp. 95-102. Academic Publishing, The Hague.*
- GIOVANNINI, G.; LUCCHESI, S. & GIACHETTI, M. (1990). Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Sci. 149: 344-350.*
- GIOVANNINI, G. & SEQUI, P. (1976). Iron and aluminium as cementing substances of soil aggregates. Acetylacetone in benzene as an extractant of fractions of soil iron and aluminium. *J. Soil. Sci. 27: 140-147.*
- GILTZENSTEIN, J. S.; STRENG, D. R. & PLATT, W. J. (1995a). Evaluating the effects of season of burn on vegetation in longleaf pine savannas. *Project rept., Nongame Prog., Florida Game and Fresh Water Fish Commis, Tallahassee. 118 pp.*
- GILTZENSTEIN, J. S.; PLATT, W. J. & STRENG, D. R. (1995b). Effects of fire regime and habitat on tree dynamics in north Florida longleaf pine savannas. *Ecol. Monogr. 65: 441-476.*

- GOLDAMMER, J. G. & CRUTZEN, P. J. (1993). Fire in the environment: Scientific rationale and summary of results of the dahlem workshop. *The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. P. J. Crutzen & J. G. Goldammer (eds). John Wiley & Sons Ltd.
- GONZALEZ, J. (1998). Degradación de suelos por incendios forestales. Ponencia presentada en el Curso superior de "Evaluación y Conservación de suelos". Centro de Investigación y Desarrollo Agrario, Granada. Junta de Andalucía.
- GONZALEZ, J.; CALA, V. & IGLESIAS, T. (1996). Forms of Mn in soils affected by a forest fire. *Sci. Total Environ.*, 181: 231-236.
- GONZALEZ, J.; FERNANDEZ, M. C. & GIMENO, G. P. (1992). Efecto de los incendios forestales sobre el suelo. *Suelo y Planta*. 72-79.
- GREENE, R. S. B.; CHARTRES, C. J. & HODGKINSON, J. M. (1990). The effects of fire on the soil in a degraded semi-arid woodland. 1. Cryptogam cover and physical and microbiological properties. *Aust. J. Soil Res.* 28: 755-779.
- GRIFFITHS, E. & JONES, D. (1965). Microbiological aspects of soil structure. I. Relationships between organic amendements, microbial colonization and changes in aggregates stability. *Plant Soil*. 23, 17-33.
- GUALDA GÓMEZ, C. (1988). La Sierra de Mariola. Aspectos geomorfológicos y biogeográficos. *Secretariado de Publicaciones. Universidad de Alicante*. 270 p.
- GUARDIA LLEDÓ, C. (1988). Efecto de los fuegos en árboles y arbustos de los montes conqueses. *Excma. Diputación Provincial de Cuenca*, 110 pp.
- GUERRA DELGADO, A. (1994). Alteraciones en las tasas de escorrentía e infiltración por efecto del fuego. Comunicación personal. *Universidad Autónoma de Madrid*.
- GUERRERO MAESTRE, C. (1998). Aplicación de un compost de residuos sólidos urbanos a un suelo forestal quemado: Evolución de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas. *Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante*.
- GUIJARRO, M. & HERNANDO, C. (1997). Comportamiento del fuego en restos de corta de *Eucalyptus globulus* Labill. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5: 185-189. Pamplona*.
- HALITÍN, A. (1988). Sols Région Arides D'Algérie. *Office des Pub. Universit. Alger*.

- HEINRICH, D. & HERGT, M. (1997). Atlas de Ecología. *Alianza Editorial*. 296 pp.
- HERAS, R. (1968). Estudio hidrogeológico de la zona de Alcoy, *M.O.P.*, mecanografiado 115 ff.
- HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. & REINHARDT, I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 25: 109-116.
- HERRANZ, J. M.; DE LAS HERAS, J. & MARTÍNEZ-SANCHEZ, J. J. (1991). Efecto de la orientación sobre la recuperación de la vegetación natural tras el fuego en el valle del Río Tus (Yeste, Albacete). *Ecología* 5: 111-123.
- HERRANZ, J. M.; FERRANDIS, P. & MARTÍNEZ-SANCHEZ, J. J. (1998). Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean *Leguminosae* species. *Plant Ecology*, 136: 95-103.
- HOSKING, J. S. (1938). The ignition at low temperatures of the organic matter in soils. *J. Agric. Sci.* 38 (3): 393-400.
- HOSSAIN, A. K. M. A.; RAISON, R. J. & KAHNNA, P. K. (1995). Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in an Australian subalpine eucalypt forest. *Biol Fertil Soils* 19: 246-252.
- HUDSON, N. (1982). Conservación del suelo. *Reverté, S. A. Barcelona*, 355 pp.
- HUE, N. V. (1988). A possible mechanism for manganese phyto-toxicity in Hawaii soils amended with a low manganese sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 17 (3), 473-479.
- IBAÑEZ, J. J.; LOBO, M. C.; ALMENDROS, G. & POLO, A. (1983). Impacto del fuego sobre algunos ecosistemas edáficos de clima mediterráneo continental en la zona centro de España. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, Vol 12, N° 24, 27-42.
- ICONA. (1981). Técnicas para defensa contra incendios forestales. Monografía 24. *Ministerio de Agricultura*. 200 pp
- ICONA. (1986). Distribución temporal del peligro de incendios forestales. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*. 194 pp.

- IDIAZABAL, S. (1997). Influencia de los incendios forestales sobre la calidad de los suelos del área mediterránea. Aspectos químicos, biológicos y bioquímicos. *Trabajo de Fin de Carrera, Escuela Politécnica Superior de Orihuela. Universidad Politécnica de Valencia*
- IGLESIAS LÓPEZ, M. T. (1993). Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo en un pinar de repoblación (*Pinus pinaster*) en Arenas de San Pedro (Avila). *Tesis Doctoral. Dpto. Edafología. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid.*
- I.G.M.E. (1986). Las aguas subterráneas en la Comunidad Valenciana. Uso, calidad y perspectivas de utilización. *Ministerio de Industria y Energía. Secretaria General de la Energía y Recursos Minerales. 298 pp.*
- I.G.M.E. (1993). Mapa Geocientífico del Medio Natural. Provincia de Alicante, escala: 1/100.000. *Ministerio de Industria y Energía. Secretaria General de la Energía y Recursos Minerales.*
- IMESON, A. C., VERSTRATEN, J. M.; VAN MULLIGEN, E. J. & SENVINK, J. (1992). The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under mediterranean type forest. *Catena 19: 345-361.*
- INBAR, M.; TAMIR, M. & WITTENBERG, L. (1998). Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology, 24: 17-33.*
- INSAM, H.; PARKINSON, D. & DOMSCH, K. H. (1989). Influence of macroclimate on soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem., 21, 211-221.*
- ISSAC, L. A. & HOPKINS, H. V. (1937). The forest soil of the Douglas fire region, and changes brought upon it by logging and slash burning. *Ecology, 18, 264-279.*
- JABLANCZY, A. (1964). Influence of slash burning on the establishment and initial growth of seedlings of Douglas Fir, Western Hemlock, and Western Redcedar: study of the effect of simulated slash burn on soil blocks from some sites on the coastal Western Hemlock zone. *Diss. Abstr. 25: 2188*
- JARAUTA, E. (1989). Modelos matemáticos del régimen de humedad de los suelos. *Tesis Doctoral. Universidad politécnica de Cataluña. Lleida.*
- JENKINSON, D. S. (1966). Studies of the decomposition of plant material in soil. II. Partial sterilization of soil and the soil biomass. *J. Soil Sci. 17: 280-302.*

- JENKINSON, D. S. & LADD, J. N. (1981a). Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. *Soil Biochem. (E. A. Paul; J. N. Ladd, Eds). Dekker, New York. Vol. 5, pp 415-471.*
- JENKINSON, D. S. & LADD, J. N. (1981b). Soil biochemistry. Vol. 5. *Ed. Dekker Inc. Nueva York.*
- JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. (1976). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem. 8: 209-213.*
- JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. (1976A). The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. *Soil Biol. Biochem. 8: 167-177.*
- JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. (1976B). The effects of biocidal treatment on metabolism in soil. V. *Soil Biol. Biochem. 8: 209-213.*
- JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. (1980). Measurements of microbial biomass in intact cores and in sieved soil. *Soil Biol. Biochem. 12: 579-581.*
- JOERGENSEN, R. G.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1990). Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biol. Biochem. 22: 1129-1136.*
- JOHNSTON, A. E. (1991). Soil fertility and soil organic matter. In “*Advances on soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*”, 299-314. *Ed The Royal Society of Chemistry, Cambridge.*
- JOHNSTON, M. & ELLIOTT, J. (1998). The effect of fire severity on ash, and plant and soil nutrient levels following experimental burning in a boreal mixedwood stand. *Can. J. Soil Sci. 78: 35-44.*
- JORGENSEN, J. R. & WELLS, C. G. (1971). Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35: 806-810*
- KABATA-PENDIAS, A & PENDIAS, H. (1984). Trace elements in soils and plants. *CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 315 pp.*
- KALRA, Y. P.; MAYNARD, D. G. & RADFORD, F. G. (1988). Microwave digestion of tree foliage for multi-element analysis. *Can. J. Forest Res. 19: 981-985.*
- KEELEY, J. E.; MORTON, B. A.; PEDROSA, A. & TROTTER, P. (1985). The role of allelopathy, heat and charred wood in the germination of chaparral herbs and suffrutescens. *J. Ecol. 73: 445-458.*

- KEENY, D.R. & NELSON, D. W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological methods*. pp. 643-698. *Agronomy 9 (2)*. Ed. ASA-SSSA. Madison, USA.
- KHANNA, P. K. & RAISON, R. J. (1986). Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a *Eucalyptus pauciflora* forest. *Aust. J. Soil Res.* 24: 423-434.
- KHANNA, P. K.; RAISON, R. J. & FALKINER, R. A. (1994). Chemical properties of ash derived from eucalyptus litter and its effect on forest soils. *Forest Ecol. Manag.* 66: 107-125.
- KITUR, B. K. & FRYE, W. W. (1983). Effects of heating on soil chemical properties and growth and nutrient composition of corn and millet. *Soc. Amer. J.* 47: 91-94.
- KLAUS, W. (1989). Mediterranean pines and their history. *Plant Systematics and evolution*, 162: 133-163.
- KLOPATEK, C. C.; DEBANO, L. F. & KLOPATEK, J. M. (1988). Effects of simulated fire on vesicular-arbuscular micorrhizae in pinyon-juniper woodland soil. *Plant Soil*, 109: 245-249.
- KNUDSEN, D.; PETERSEN, G. A. & PRATT, P. F. (1982) Lithium, Sodium and Potassium. *Methods of soil analysis 2*, 225-246. Ed. ASA-SSSA, Madison, USA.
- KOBOT, S.; KING, G.; KELLER, H. R. & MASART, D. L. (1992). Microwave digestion: an analysis of procedures. *Anal. Chim. Acta*, 259: 267-279.
- KOMAREK, E. V. (1974). Effects of fire on temperate forest and related ecosystems: Southeastern United States. In KOZLOWSKI, T. T. and C.E. AHLGREN (eds). *Fire and Ecosystems*. Academic Press. New York. pp. 251-277.
- KUHNHOLTZ-LORDAT, G. (1958). L'écrant Vert. *Mém. Mus. Nat. Hist. Nat., Ser. B. Bot.* 9: 276pp.
- KUTIEL, P. & INBAR, M. (1993). Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a mediterranean pine forest plantation. *Catena* 20: 129-139.
- KUTIEL, P. & NAVEH, Z. (1987) a. Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burnt and unburnt mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest. Ecol. Manag.* 20: 11-24.

- KUTIEL, P. & NAVEH, Z. (1987) b. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant Soil* 104.: 269-274.
- KUTIEL, P. & KUTIEL, H. (1989). The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel. *Pirineos*, 134: 59-74.
- KUTIEL, P.; NAVEH, Z. & KUTIEL, H. (1990). The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel. *Fire and Ecosystems Dynamics Mediterranean and Northern Dynamics*. Goldamer, J.C. y Jenkins, M.J. (eds) SPB Academy Publishing, The Hague.
- KUTIEL, P. & SHAVIV, A. (1989). Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in mediterranean soils. *Plant Soil*, 120: 57-63.
- KWARI, J. D. & BATEY, T. (1991). Effect of heating on phosphate sorption and availability in some North-East Nigerian Soils. *J. Soil Sci.* 42: 381-388.
- LAL, R. (1994). Soil erosion research methods. *Soil and Water Conservation Society (Ankeny)*, 3th edition St Luice Press, Delray Beach, 340 pp.
- LAX, A. & GARCÍA-ORENES, F. (1993). Carbohydrates of municipal solid wastes as aggregation factor of soils. *Soil Technol. Vol. 6*, 157-162. *Cremlingen 1993*.
- LE HOUEROU, N. H. (1973). Fire and vegetation in Mediterranean Basin. *Proc. Ann. Tall. Timb. Fire Ecol.* 55pp 1120-1127
- LE HOUEROU, N. H. (1977). Fire and vegetation in North Africa. *Proc. Symp. Envir. Cons. Fire and fuel Manage. Medit. Ecosys. Forest Serv. Dep. Agric. U.S.*
- LIEBANA, P. & RIBARROCHA, V. (1981). El bosque y los incendios forestales. *Diputación Provincial de Valencia. Valencia*
- LITTLE, S. N. & OHMANN, J. L. (1988). Estimating nitrogen lost from forest floor during prescribed fires in Douglas-Fir Western Hemlock clearcuts. *Forest Sci.* 34 (1): 152-164
- LOGAN, T. J. & HARRISON, B. J. (1995). Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro Soil) and their effects on soil physical properties. *J. Environ. Qual.*, 24: 153-164.
- LÓPEZ BERMUDEZ, F. & ALBALADEJO, J. (1990). Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas). 15- 42.

- LÓPEZ BERMUDEZ, F. (1989). Geomorfología y evolución de las redes de drenaje en zonas erosionadas. *Zonas Aridas en España. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid; pp 253-271.*
- LLOVET, J.; BAUTISTA, S. & CERDÁ-BOLINCHES, A. (1994). Influencia de las lluvias otoñales sobre la respuesta hidrológica y erosiva post incendio de los suelos en ambiente semiárido. *IIIª Reunión de Geomorfología en España, 81-92.*
- LLOVET, J. & PONCE, J. M. (1996). Evolución temporal en la producción de sedimentos de zonas afectadas por incendios forestales: efecto de la orientación. *First European Conference on Erosion Control. Sitges-Barcelona*
- LUDWIG, B.; KHANNA, P. K.; RAISON, R. J. & JACOBSEN, K. L. (1998). Modelling cation composition of soil extracts under ashbeds following an intense slashfire in a eucalypt forest. *Forest Ecol. Manag. 103: 9-20.*
- LYNHAM, T. J.; WICKWARE, G. M. & MASON, J. A. (1998). Soil chemical changes and plant succession following experimental burning in immature jack pine. *Can. J. Soil Sci. 78: 93-104.*
- MACBETH DIVISION OF KOLLMORGEN CORPORATION. (1975). Munsell Colour Chart. *Kollmorgen Corporation: Baltimore.*
- MANGAS, V. J.; SANCHEZ, R. J. & ORTIZ, C. (1992). Effects of fire on runoff and erosion on mediterranean forest soil in SE-Spain. *Pirineos, 140: 37-51.*
- MANSANET, C. (1982). Contribución al estudio de la evolución de la vegetación tras el incendio forestal en algunas comarcas de la provincia de Alicante. Estudio de los incendios en esta provincia. *Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Valencia.*
- MANSANET, C. (1987). Incendios forestales en Alicante. Estudio de la evolución de la vegetación quemada. *Caja de Ahorros Provincial de Alicante. Obras Sociales. 188 pp.*
- MARCOS, E; TÁRREGA, R.; LUIS-CALABUIG. E (1996). Evaluación de procesos erosivos con simulador de lluvia tras impacto de incendio. *First European Conference on Erosion Control. Sitges-Barcelona*

- MARGARIS, N. S. (1977). Decomposers and the fire cycle in Mediterranean-type ecosystems. *Proc. Symp. Envir. Cons. Fire and Fuel Manag. Medit. Ecosys. Forest Serv. U.S. Dep. Agric.*
- MARION, G. M.; MORENO, J. M. & OECHEL, W. C. (1991). Fire severity, ash deposition and clipping effects on soil nutrients in chaparral. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 23: 105-119.
- MARSHALL, T. J. & HOLMES, J. W. (1988). Soil erosion. *Soil Phys. 2nd ed. Cambridge University Press.* 245-253. Cambridge.
- MARSTON, D. (1982). A rainfall simulation for field determination of relative erosion potentials. *J. Soil Conserv. Service of N.S.W.* 38, 31-39.
- MARTIN, R. E. & SAPSIS, D. B. (1992). Fires as agents of biodiversity – Pyrodiversity promotes Biodiversity. In *proceedings on Biodiversity of Northwestern California*, R.R Harris and D.C. Erman, eds. *División of Agriculture, University of California.*
- MARTÍNEZ RUIZ, E. (1996). Tres sierras tres culturas. Acabemos con los incendios forestales en España. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.* 349 pp.
- MARTÍNEZ SÁNCHEZ, J. J. (1994). Dinámica de la vegetación post-incendio en la provincia de Albacete y zonas limítrofes de la provincia de Murcia (Sureste de España). Tesis Doctoral. Departamento de Biología Vegetal. Univesidad de Murcia.
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J.; CORCOLES, D.; ALFARO, H.; LÓPEZ, R.; GÓMEZ, E. & DE LAS HERAS, J. (1997). Estudio del banco de semillas aéreo (piñas serotinas) de *Pinus halepensis* Miller. Influencia de la temperatura sobre la apertura de piñas serotinas. *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5: 259-263. Pamplona.*
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J.; MARÍN, A; HERRANZ, J. M.; FERRANDIS, P. & DE LAS HERAS, J. (1995). Effects of high temperatures on germination of *Pinus halepensis* Mill. and *P. pinaster* Aiton subsp. *pinaster* seeds in southeast Spain. *Vegetatio* 116: 69-72.
- MATAIX, J. (1994). Degradación y recuperación de suelos. Ponencia presentada en el “Seminario Iberoamericano de Derecho y Tecnología del Agua”. *Universidad de Alicante.*

- MATAIX SOLERA, J. (1997). Modificaciones físico-químicas en suelos afectados por un incendio forestal. *Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante*
- MATAIX SOLERA, J.; GARCÍA, F.; MATAIX, J.; GÓMEZ, I. & NAVARRO PEDREÑO, J. (1996b). Modificaciones del contenido salino en suelos quemados: Evaluación del pH, C.E., Na, K, Ca y Mg. *IV Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Lleida 1996. Actas del Congreso, pp 57-62*
- MATAIX SOLERA, J.; GÓMEZ, I.; GARCÍA, F.; NAVARRO PEDREÑO, J. & MATAIX, J. (1996a). Degradation of a burnt forest soil.: Evolution of organic matter and aggregate stability. *First European Conference on Erosion Control. Sitges-Barcelona*
- MATAIX SOLERA, J.; GÓMEZ, I.; NAVARRO PEDREÑO, J.; MORAL, R. & GUERRERO, C. (1999a). Soil organic matter and aggregates affected by forest fire in a mediterranean environment. *Sci. Total Environ. (En prensa)*.
- MATAIX SOLERA, J.; GUERRERO, C.; GÓMEZ, I.; NAVARRO PEDREÑO, J. & MATAIX, J. (1999b). Modifications in N, P, K, Na, Ca, Mg and organic matter contents in a forest soil affected by experimental fire. *6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate. Barcelona. Extended Abstracts: 774-776*
- MATAIX SOLERA, J.; GUERRERO, C.; GARCÍA, F.; NAVARRO PEDREÑO, J.; GÓMEZ, I. & NAVARRO BALSALOBRE, J. (1999c). Determinación del porcentaje de agregados estables como una medida indicativa del nivel de degradación potencial de suelos. *Conference Internationale synergies dans les processus de desertification en region mediterraneenne-mecanismes et indicateurs precoces. MEDESERT'99. Perpignan. France.*
- MATZNER, E. & ULRICH, B. (1985). Implications of the chemical soil conditions for forest decline. *Experientia 41: 578-584.*
- MC GILL, W. B.; CANNON, K. R.; ROBERTSON, J. A. & COOK, F. D. (1986). Dynamic of soil microbial biomass and water soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can J. Soil Sci., 66, 1-19.*
- MC GRATH, S. P.; CHAUDRI, A. & GILLER, E. (1995). Long-term effects of metal in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *J. Ind. Microbiol. 14: 94-104.*
- MC NABB, D. H. & SWANSON, F. J. (1990). Effects of fire on soil erosion. *Walstad, J. D.; Radosevich, S. R.; Sandberg, D. V. (eds). Natural and Prescribed fire in Pacific Northwest Forests. Oregon State University Press. Corvallis, Ore. pp: 159-176.*

- METTING, B. (1991). Biological surface features on semiarid lands and deserts. In *"Semiarid lands and Deserts: Soil Resource and Reclamation"*. Ed. J. Skujins, Marcel Dekker, New York. pp. 257-293.
- MIDOUN, M.; PICARD, C.; PROSPERT-LAGET, V. & REBATTU, L. (1998). Modification of hydrous-physical soil behaviour after the passage of a fire. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Coimbra, Portugal. Vol. II. pp 1687-1696.*
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (M.A.P.A.) (1986). *Métodos de análisis. Vol III. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid.*
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1995). Los incendios forestales en España durante el decenio 1986-95. *Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Resumen informativo.*
- MOLINA, M. J. & LLINARES, J. V. (1998). Soil water dynamics in burned areas after a late summer rain. The role of fire intensity, microsite, sampling depth, and time of measurement. *Ecosyst. Suistan. Dev.*, 581-590.
- MOORE, D. C. & SINGER, M. J. (1990). Crust formation effects on soil erosion processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1117-1123.
- MOREY, M. (1998). Bosques y paisajes. Nuestros bosques. *Miraguano ediciones. pp 65-87.*
- MORENO, J. M. & OECHEL, W. C. (1994). The role of fire in Mediterranean-type ecosystems. *Ecological Studies, 107. Springer-Verlag. New York.*
- MORGAN, R. P. C. (1997). Erosión y conservación del suelo. *Ed. Mundi Prensa Madrid. 343 pp.*
- MUÑOZ, J. (1990). Prevención, control y remedios de los incendios forestales. *Ponencia presentada en el curso: "Protección del suelo". Universidad Internacional Menendez Pelayo. 35 pp.*
- NAVARRO-PEDREÑO, J.; MORAL, R.; GÓMEZ, I. & MATAIX, J. (1995). Residuos orgánicos y agricultura. *Ed. Universidad de Alicante. 108 pp.*
- NAVEH, Z. (1974). Effects of the fire in the mediterranean region. In: *Fire and Ecosystems. Kozlowski, T. T., Ahlgren, C. E. Ed. Academic Press.*

- NAVEH, Z. (1975). The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Veg.* 29(3): 199-208.
- NAVEH, Z. (1990). The role of fire and its management in the conservation of the mediterranean ecosystems and landscapes. *El papel del fuego en los ecosistemas mediterráneos. UIMP.* 37-52. Valencia.
- NEAL, J. L.; WRIGHT, E. & BOLLEN, W. B. (1965). Burning Douglas – fir slash: Physical, chemical and microbial effects in the soil. *Res. Pap. I. For. Res. Lab., Oregon State Univ. Corvallis* 1-32.
- NELSON, R. M. & ADKINS, C. W. (1986). Flame characteristics of wind-driven surface fires. *Can. J. Forest Res.*, 16: 1293-1300.
- NISHITA, R. M. & HAUG, M. (1972). Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Sci.* 113: 422-430.
- NISHITA, R. M.; HAUG, M.; HAMILTON, H. & ALEXANDER, G. V. (1970). Influence of soil heating on the growth and elemental composition of bean plants. *Soil Sci.* 110: 61-70.
- OADES, J. M. (1987). Aggregation on soils. In “Soil structure and aggregate stability.” Edit. P. Rengasamy. *Institute for Irrigation and Salinity Research. Tatura pp.* 74-101.
- ORTIZ SILLA, R. (1990). Mecanismos y procesos de degradación del suelo con especial referencia a las condiciones ambientales mediterráneas. *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas).* 47-68.
- ORTUÑO, F. & CEBALLOS, A. (1977). Spanish woodlands. *INCAFO.* 252 pp.
- OWENSBY, C. E. & WYRILL, J. B. (1973). Effect of range burning on Kansas Flint Hill soils. *J. Range. Manage.* 26: 185-188
- PACKMAN, D. R. (1971). Heat transfer above a small ground fire. *Aust. Forest Res.*, 5, 19-24.
- PANTIS, J. D. & MARDIRIS, T. A. (1992). The effects of grazing and fire on degradation processes of Mediterranean ecosystems. *Isr. J. Bot.* 41: 233-242.

- PAPANASTASIS, V. P. (1977). Fire ecology and management of phryganic communities in Greece. *Proc. Symposium on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. U.S.D.A. Forest Service.
- PAPIÓ, C. (1987). Regeneració del pi blanc després d'un incendi. *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres perturbacions*. Ed: Diputació de Barcelona. pp: 83-91.
- PARDE, J. (1978). El microclima del bosque en ecología forestal. (PESSON, ed.) *Mundi-Prensa*. Madrid.
- PARR, J. F.; WILSON, G. B.; SIKORA, L. J. & TAYLOR, J. M. (1983). Utilization of organic wastes as resources for improving soil productivity. En "El reciclaje de materias orgánicas en la agricultura de América latina", 69-78. Ed. FAO, Roma (Italia).
- PAUL, E.A. & JOHNSON, R.L. (1977). Microscopic counting and adenosine 5'-triphosphate measurement in determining microbial growth in soils. *Appl. Environ. Microb.* 34: 263-269.
- PERRY, D. A.; MEYER, M. M.; EGELAND, D.; ROSE, S. L. & PILZ, D. (1982). Seedling growth and mycorrhizal formation in clearcut and adjacent undisturbed soils in Montana: a greenhouse bioassay. *Forest Ecol. Manag.* 4: 261-273.
- PETERS, J. T. & JENNY, J. P. (1973). Mineralogical study of the firing characteristics of clays. *Beitr. Geol. Schewitz Geotechnen* 50,59.
- PIETIKÄINEN, J. & FRITZE, H. (1995). Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 27, N° 1: 101-109.
- PICCI, G. (1978). Interazioni reciproche tra microorganismi e struttura del suolo. *Agrochimica*, 22: 535-544.
- PORTA, J.; LÓPEZ-ACEVEDO, M. & ROQUERO, C. (1994). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. *Ediciones Mundi-Prensa*. 807 pp.
- POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C. & CHRISTENSEN, B.T. (1987). Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19: 159-164.

- POWLSON, D. S. & JENKINSON, D. S. (1981). A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct drilled soils. *J. Agr. Sci., Cambridge*, 97: 713-721.
- PRIETO-FERNANDEZ, A.; ACEA, M. J. & CARBALLAS, T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol Fertil Soils*, 27: 132-142.
- PRIETO-FERNANDEZ, A.; VILLAR, M. C.; CARBALLAS, M. & CARBALLAS, T. (1993). Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1657-1664.
- PRIMO, E. & CARRASCO, J. M. (1980). Química Agrícola I. Suelos y fertilizantes. Ed. Alhambra, Madrid.
- PRITCHETT, W. L. (1986). Suelos forestales. *Limusa. Mexico, D. F.* 634 pp.
- PYNE, S. J.; ANDREWS, P. L. & LAVEN R. D. (1996). Introduction to wildland fire. *Second edition. John Wiley & Sons, Inc.* 769 pp.
- RAISON, R. J. (1979). Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant Soil*, 51: 73-108.
- RAISON, R. J.; KHANNA, P. K. & WOODS. P. V. (1985). Transfer of elements to the atmosphere during low- intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forest. *Can. J. Forest Res.* 15: 132-140.
- RAISON, R. J.; O'CONNELL, A. M.; KHANNA, P. K. & KEITH, H. (1992). Effects of repeated fires on nitrogen and phosphorus budgets and cycling processes in forests ecosystems. *Fire in Mediterranean Ecosystems, L. Trabaud & R Prodon CEC Ecosystems Res.* 347-363.
- RAISON, R. J.; WOODS, P. V. & KHANNA, P. K (1986). Decomposition and accumulation of litter after fire in sub-alpine eucalypt forest. *Aust. J. Ecol.*, 11, 9-19.
- RASHID, G. H. (1987). Effects of fire on soil carbon and nitrogen in mediterranean oak forest of Argelia. *Plant Soil* 103: 89-93.
- REAL, C. (1977). Análisis por difracción de rayos X de fases de alta temperatura resultantes de materias primas de interés industrial. *Tesis de Grado. Facultad de Ciencias. Universidad de Sevilla.*

- REYES, O. & CASAL, M. (1998). Study of the germinative response of 4 species of *Pinus* seeds at different concentrations of ash. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Coimbra, Portugal. Vol. II. pp 1913-1923.*
- RICHARDSON, D. N. (1988). Age structure and regeneration after fire in a self-sown *Pinus halepensis* forest on the Cape Peninsula, South Africa. *South African J. Bot.*, 54: 140-144.
- RIERA MORA, J. & VEGA GARCÍA, C. (1997). Estudio del estado de degradación de la vegetación debido a incendios forestales en el Parque Natural del Garraf (Barcelona). *I Congreso Forestal Hispano-Luso. II Congreso Forestal Español. Irati 97 Protección de los sistemas forestales y conservación de la biodiversidad. Libro de actas 5: 377-381. Pamplona.*
- RIGUAL MAGALLON, A. (1984). Flora y vegetación de la provincia de Alicante. (El paisaje vegetal alicantino). *Ed. Instituto de Cultura Juan Gil-Albert. Diputación Provincial de Alicante.*
- RODRIGUEZ TREJO, D. A. (1996). Incendios Forestales. *Mundi-Prensa. Mexico. 630 pp.*
- ROMANYÀ, J. (1993). Phosphorus cycling in fast growing forest plantations: availability, plant uptake and the role of forest floor. *Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona*
- ROLDÁN, A.; GARCÍA ORENES, F. & LAX, A. (1994). An incubation experiment to determinate factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1699-1707.
- ROQUERO, C. (1979). The potential productivity of Mediterranean Soils. Soils in Mediterranean type climates and their Yield Potential. *Proc. 14th Colloq Potash Institute. Presses Univer. De France, París.*
- ROQUERO, E. (1994). Relación suelo-geomorfología en el sector Centro-Meridional de la Cuenca de Madrid. *Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.*
- ROS, J. & TEJERO, A. (1987). Acciones para la protección de la zona del mediterráneo. *Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. 171 pp.*
- ROSELLÓ VERGER, V. M. (1965). Distribución de cultivos en la provincia de Alicante. *Instituto de Estudios Alicantinos (I.D.E.A.) 403 pp.*

- ROWE, J. S. (1983). Concepts of fire effects on plant individuals and species. pp. 135-154 in R. W. Wein & D. A. Mc Lean (ed.). *The Role of Fire in Circumpolar Ecosystems*. Scope, John Wiley & Sons, New York.
- RUBIO, J. L. (1987). Desertificación en la Comunidad Valenciana.: antecedentes históricos y situación actual de la erosión. *Revista Valenciana d'Estudis Autonòmics*, 7, 231-258.
- RUIZ DE LA TORRE, J. (1981). Tratado del medio natural. *Tomo II. Universidad Politécnica de Madrid*. pp. 501-541.
- RUIZ DEL CASTILLO, J. (1988). Observaciones sobre la evolución de montes incendiados en la provincia de Valencia. *Documentos del seminario sobre métodos y equipos para la prevención de incendios forestales. ICONA*, pp: 147-156.
- RUNDEL, P. W. (1981). Fire as an ecological factor. *Lange OL, Nobel P. S., Osmond C. B., Ziegler H. (eds). Physiological plant ecology, Springer, Berlin Heidelberg New York*, 501-538.
- SAA, A.; TRASAR-CEPEDA, M. C.; GIL-SOTRES, F. & CARBALLAS, T. (1993). Changes in soil phosphorus and acid phosphatase activity immediately following forest fires. *Soil Biol. Biochem. Vol. 25, Nº 9: 1223-1230*.
- SAGGAR, S.; BETTANY, J. R. & STEWART, J. W. B. (1981). Measurement of microbial sulphur in soil. *Soil Biol. Biochem. 16: 177-183*.
- SALA, M. & RUBIO, J. L. (1994). Soil erosion as a consequence of forest fires. *Ediciones Geoforma. Logroño. 275 pp*.
- SAMO LUMBRERAS, A. J. (1985). Regeneración natural de los montes quemados en la Sierra de Espadán (Castellón). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Valencia. Ed. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias*.
- SANROQUE, P. & RUBIO, J. L. (1982). El suelo y los incendios forestales. *Diputación de Valencia, 63 pp*.
- SANROQUE, P.; RUBIO, J. L. & SÁNCHEZ, J. (1984). Simulador de lluvia para el estudio de la erosionabilidad del suelo en el laboratorio. *I Congreso de Geología, Tomo I pp. 783-794*.

- SANROQUE, P.; RUBIO, J. L. & MANSANET, J. (1985). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de las zonas forestales de Valencia (España). *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 22, 131-147.
- SANCHEZ, J. R.; MANGAS, V. J. & ORTIZ, C; BELLOT, J. (1994). Forest Fire effects on soil chemical properties and runoff. *Soil erosion and degradation as consequence of forest fires. 1994 Geoforma Ediciones. Logroño.*
- SARACINO, A. & LEONE, V. (1993). Ecological features and dynamics of seed dispersal after fire in a *Pinus halepensis* Mill. *Forest. Fire in Mediterranean Ecosystems. Ed. L. Trabaud y R. Prodon, Banyuls, France.*
- SAVAGE, S. M. (1974). Mechanism of fire induced water repellency in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38: 652-657.
- SAVAGE, S. M.; MARTIN, J. P. & LETEY, J. (1969). Contributing of humic acid and polysaccharide to water repellency in sand and soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*,33: 149-151.
- SAVAGE, S. M.; OSBORN, J.; LETEY, J. & HEATON, C. (1972). Substance Contributing to fire induced water repellency in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 36, 674-678.
- SCHINDLER, D. W.; NEWBURY, R. W.; BEATY, K. G.; PROKOPOWICH, J.; RUSZCSYNSKI, T. & DALTON, J. A. (1980). Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watershed and on the quality of receiving streams. *Can. J.Fish. Aquat. Sci.* 37: 328-334.
- SCOTT, D. F & VAN WYK, D. B. (1992). The effects of fire on soil water repellency, catchment sediment yields and streamflow. *Fire in South African Mountain Fynbos: Ecosystem, Comunity and Species Response at Swartboskloof, ed. Van Wilgen, B. V.; Richardson, D. M.; Kruger, F. J. & Van Hensbergen, H. J., pp. 216-233. Berlin: Springer-Verlag.*
- SEMPERE, A.; OLIVER, J. & RAMOS, C. (1993). Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. *J. Soil Sci.*, 44: 633-639.
- SENVIK, J.(1988). Soil organic horizon of Mediterranean forest soils in NE Catalonia (Spain): Their characteristics and significance for hillslope runoff, and effects of management and fire. *Catena Supplement*, 12,31-45.

- SERRA, A.; MATEOS, E.; PARRA, X. & SARLÉ, V. (1992). Estudio de los efectos de un incendio forestal sobre poblaciones de artrópodos edáficos. *Historia Animalium*, vol. 1, pp. 41-62.
- SERRASOLSAS, I. (1994). Fertilitat de sòls forestals afectats pel foc. Dinàmica del nitrogen i del fòsfor. *Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona*.
- SERTSU, S. M. & SANCHEZ, P. A. (1978). Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. *Soil Sci. Soc Am. J.* 42: 940-944
- SHEN, S. M.; PRUDEN, G. & JENKINSON, D. S. (1984). Mineralization and immobilization of nitrogen in fumigated soil and the measurement of microbial biomass nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 5: 437-444.
- SIMAL, J.; LAGE, M. A. & IGLESIAS, I. (1985). Second derivative ultraviolet spectroscopy and sulfamic acid method for determination of nitrates in water. *J. A. O. A. C.*, 68: 962-964.
- SÖDERSTRÖM, B. E. (1977). Vital staining of fungi in pure cultures and in soil with fluorescein diacetate. *Soil Biol. Biochem.* 9: 59-63.
- SOIL SURVEY STAFF. (1998). Keys to Soil Taxonomy. 8nd ed. *USDA-NRCS*.
- SORT, X.; ORTIZ, O.; TORRENTSGENERÓS, M. VENDRELL, M. & ALCAÑIZ, J. M. (1996). Evaluación de la erosión en una zona quemada: efecto de la hojarasca y de la aplicación de un compost de lodo de depuradora sobre la erodibilidad del suelo. *First European Conference on Erosion Control. Sitges-Barcelona*.
- SOTO, B.; BENITO, E. & DÍAZ-FIERROS, F. (1990). Heat-induced degradation processes in forest soils. *Proc. Inter. Conf. Forest Fire Res. C.04: pp. 1-10. Coimbra. Portugal*.
- SOTO, B. (1993). Influencia de los incendios forestales en la fertilidad y erosionabilidad de los suelos de Galicia. *Tesis Doctoral. Universidad de Santiago*.
- SPARLING, G. P. (1981). Microcalorimetry and other methods to assess biomass and activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 13: 93-98.
- SPARLING, G. P. (1992). Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.*, 30: 195-207.

- SPARLING, G. P. & WEST, A. W. (1988). A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and ^{14}C labelled cells. *Soil Biol. Biochem.* 20: 337-343.
- SPARROW, S. D. & MASIAK, D. T. (1987). Errors in analyses for ammonium and nitrate caused by contamination for filter papers. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 107-110.
- STARK, M. N. (1977). Fire and nutrient cycling in a Douglas-fir/larch. *Ecology*, 58, 16-30.
- STEEL, R. G. D. & TORRIE, J. H. (1980). Bioestadística: Principios y procedimientos. Ed. Mc Graw Hill. Latinoamericana S.A. Bogotá. Colombia.
- STEWART, F. R.; PETER, S. & RICHON, J. B. (1990). A method for predicting the depth of lethal heat penetration into mineral soils exposed to fires of various intensities. *Can. J. Forest Res.*, 20: 919-926.
- STONE, E. C. & JUHREN, G. (1953). Fire simulated germination. *California Agriculture*, 7: 13-14.
- SWANSON, F.J. (1981). Fires and geomorphic processes. In: Proceedings, fires regimes and ecosystems conference, Honolulu. *Gen. Tech. Rep. WO-26 USDA, Washington, DC*, pp. 401-420.
- THORNE, C. R. (1990). Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. In: *Vegetation and Erosion. Edited by J.B. Thornes. John Wiley & Sons.* pp. 125-137.
- TIWARI, B. K. & RAI, B. (1977). Effect of soil burning on microfungi. *Plant Soil* 47: 693-697.
- TOMKINS, I. B.; KELLAS, J. D.; TOLHURST, K. G. & OSWIN, D. A. (1991). Effects of fire intensity on soil chemistry in an Eucalypt forest. *Aust. J. Soil Res.* 29: 25-47.
- TORRENT, J. (1998). Evaluación de suelos en regiones mediterráneas: Importancia de las propiedades mineralógicas. Ponencia presentada en el curso superior de "Evaluación y Conservación de Suelos". Centro de Investigación y Desarrollo Agrario, Granada. Junta de Andalucía.
- TORSVIK, V. D. & GOKSOYR, J. (1978). Determination of bacterial DNA in soil. *Soil Biol. Biochem.* 10: 7-12.

- TRABAUD, L. (1980). Impact Biologique et Écologique des Feux de Végétation sur l'Organisation, la structure et l'Évolution de la Végétation des Garrigues du Bas-Languedoc. *Thèse d'Etat. Université de Lauguedoc. Montpellier. 228 pp.*
- TRABAUD, L. (1983). The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. *Kruguer et al., (eds). Mediterranean-type ecosystems. The role of nutrients. Springer-Verlag, Berlin.*
- TRABAUD, L. (1988). Survie des jeunes plantules de pin d'Alep apparues après incendie. *Estud. Oecol. 5: 161-170.*
- TRABAUD, L. (1994). The effect of fire on nutrient losses and cycling in a *Quercus coccifera* garrigue (southern France). *Oecologia 99: 379-386.*
- TRAGSA, TRAGSATEC & MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1998). Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. *Ediciones Mundi-Prensa, 945 pp.*
- TROLLENIER, G. (1972). The use of fluorescence microscopy for counting microorganisms. *Modern Methods in the Study of Microbial Ecology, Uppsala, 127: 41-51.*
- TROLLOPE, W. S. W. (1984). Fire in savanna. In *BOOYSEN, P. DE V. AND N. M. TAITON (eds). Ecological effect of fire in south African ecosystems. Springer. Verlag. New York. pp. 149-175.*
- ÚBEDA, X. (1998). Efectes de les diferents intensitats de foc durant els incendis forestals, en els paràmetres físico-químics del sòl i l'increment de l'escolament i de l'erosió. *Tesi Doctoral. Departament de Geografia Física i Anàlisi Geogràfica Regional. Universitat de Barcelona.*
- ÚBEDA, X. (1999). Structural changes on soils after forest fires. *6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate. Barcelona. Extended Abstracts: 793-796.*
- ÚBEDA, X.; SALA, M. & IMESON, A. (1990). Variaciones en la estabilidad y consistencia de un suelo forestal antes y después de ser sometido a un incendio. *Iª Reunión Nacional de Geomorfología, 677-685.*
- ULERY, A. L. & GRAHAM, R. C. (1993). Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 135-140.*
- ULERY, A. L.; GRAHAM, R. C. & AMRHEIN, C. (1993). Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Sci. 156 (5): 358-364.*

- ULERY, A. L.; GRAHAM, R. C.; CHADWICK, O. A. & WOOD, H. B. (1995). Decadescale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine. *Geoderma*, 65: 121-134.
- UNEP, (1982). World soil policy. *United Nations Envir. Program. Nairobi. Kenya.*
- UNITED NATIONS STATISTICAL COMMISSION. (1992). The environment in Europe and North America: annotated statistics. *United Nations, New York*, 421 pp.
- VAIDYANATHAN, L. V.; SHEPHERD, M. A. & CHAMBERS, B. J. (1991). Mineral nitrogen arising from soil organic matter and organic manures related to winter wheat production. In "Advances in organic matter research: the impact on agriculture and the environment". 315-327. Ed. *The Royal Society of Chemistry, Cambridge.*
- VALBUENA, L. & TÁRREGA, R. (1998). The influence of heat and mechanical scarification on the germination capacity of *Quercus pyrenaica* seeds. *New Forests*, 16: 177-183.
- VALETTE, J. C.; GOMENDY, V.; MARÉCHAL, J.; HOUSSARD, C. & GILLON, D. (1994). Heat transfer in the soil during very low-intensity experimental fires: the role of duff and soil moisture content. *Int. J. Wildland Fire* 4(4): 225-237.
- VANCE; E. D.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1987). A extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1987a). Microbial biomass measurements in forest soils: determination of k_c values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. *Soil Biol. Biochem.* 19, (in the press).
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1987b). Microbial biomass in forest soils: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils. *Soil Biol. Biochem.* 19, (in the press).
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1987c). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, (in the press).
- VAN DER WERF, R. & VERSTRAETE, W. (1979). Direct measurement of microbial ATP in soils. In E. Schram; P. Stanley (eds), *Proceedings 1978 International Symposium on Analytical Applications of Bioluminescence and Chemiluminescence. State Printing and Publishing, Westlake Village, Calif., pp 333-338.*
- VANHALA, P.; KIIKKILA, O. & FRITZE, H. (1996). Microbial responses of forest soil to moderate anthropogenic air pollution. *Water Air Soil Poll.*, 86: 173-186.

- VARIOS AUTORES. (1992). Problemas medioambientales. Atlas Nacional de España. *MOPT (Ministerio de Obras Públicas y Transportes)- IGN (Instituto Geográfico Nacional)*.
- VARIOS AUTORES. (1996). World Resources. *Informe del Instituto de Recursos Mundiales (Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente)*, 425pp.
- VÁZQUEZ, F. J.; ACEA, M. J. & CARBALLAS, T. (1993). Soil microbial populations after wildfire. *FEMS Microbiol. Ecol.* 13 (1993) 93-104.
- VELASCO, F.; LOZANO, J. M. & BELLO, A. (1986). Alteraciones físicoquímicas bioquímicas y biológicas en áreas quemadas de *Pinus Pinaster*. *Bol. Est. Cen. de Ecología.* 29: 29-38. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.
- VOGL, R. J. (1977). Fire: a destructive menace or natural process?. *Recovery and restoration of damaged ecosystems.* J. J. Cairns, K. L. Dickson y E. E. Herricks. 261-289. Charlottesville, University Press of Virginia.
- VOGL, R. J. (1980). The ecological factors that produce perturbation dependent ecosystems. *The recovery process in damaged ecosystems.* J. Cairns. 63-94. Ann Arbor (Mich.), Ann Arbor Science Publishers Inc.
- WALKLEY, A & BLACK, A. I. (1934). An examination of the Degtjoreff method for determining soil organic matter and the proposed codification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37, 29.
- WELLS, C. G.; CAMPBELL, R. E.; LEWIS, C. E.; FREDRIKSEN, R. L.; FRANKLIN, E. C.; FROELICH, R. C. & DUNN, P. H. (1979). The effects of fire on soil. A state of knowledge review National fire effects workshop, Denver, C. O., April 1978. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-7* 34 pp.
- WELLS, C. G. (1981). Some effects of bushfires on erosion processes in coastal Southern California. *Erosion and Sediment Transport in Pacific Rim Steeplands.* IAHS Pub, nº 132 Christchurch.
- WHELAN, R. J. (1995). The Ecology of Fire. *Cambridge University Press.* 343 pp.
- WHITE, R. T. & DOUTHIT, G. E. (1985). Use of microwave oven and nitric acid-hydrogen peroxide digestion to prepare botanical materials of elemental analysis by inductively coupled argon plasma emission spectroscopy. *J. A. O. A. C.*, 68: 766-769.
- WHITESIDE, P. J. & MILNER, B. A. (1984). Pye Unicam atomic absorption data book. *Ed. Pye Unicam Ltd. Cambridge, Reino Unido.*

- WICKLOW-HOWARD, M. (1989). The occurrence of vesicular-arbuscular micorrhizae in burned areas of the Snake River Birds of Prey Area, Idaho. *Micotaxon* 34: 253-257.
- WIDDEN, P. & PARKINSON, D. (1975). The effects of a forest fire on soil microfungi. *Soil Biol. Biochem.* 7: 125-138.
- WIKARS, L. O. & SCHIMMEL, J. (1998). Effects of experimental burning on ground-living invertebrates in a swedish pine forest: interactions between fire-severity and logging. *III International Conference on Forest Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Coimbra, Portugal. Vol. II. pp 1447-1464.*
- WILSON, M. J. (1975). Chemical weathering of some primary rock-forming minerals. *Soil Sci.*, 119, 5: 349-335.
- WISCHMEIER, V. H. (1960). Cropping-management factor evaluations for a universal soil loss equation. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 24: 322-326.
- WRIGTH, E. & TARRANT, R. F. (1957). Microbiological soil properties after logging and slash burning. *Res. Note Pacif. Northwest For. Range Exp. Sta.* 157, 1-5.
- ZANCHI, C. (1979). Problemi relativi alla simulazione dellapioggia e caratteristiche di alcuni simulatori di pioggia per lo studio dell'erosione idrimeteorica. *Annali Ist. Sper. Studio e Difesa Suolo. Firenze. X*, 113-150.

VII.- APÉNDICES:
VII.1.- Tablas de resultados
VII.2.- Métodos analíticos

VII. APÉNDICES.

VII.1.- APÉNDICE I: TABLAS DE RESULTADOS.

TABLA 7.1.1: RESULTADOS 1^{er} MUESTREO (21/02/95). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Mat.Org. (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	115.6	-	7.0	64.8	7.74	608
Sup. Quemado	52.1	88	4.1	7.4	8.03	520
Prof. Quemado	41.9	87	3.0	0.6	8.13	305
Cenizas	129.6	-	10.2	125.9	7.61	966
Sup. Quemado	70.1	93	5.0	9.5	7.75	450
Prof. Quemado	39.5	82	2.8	0.5	8.16	290
Cenizas	162.6	-	12.4	166.5	7.62	702
Sup. Quemado	56.5	83	4.3	24.4	7.91	406
Prof. Quemado	36.1	75	2.5	12.2	8.08	313
Sup. Control	67.3	84	4.0	7.2	7.53	360
Prof. Control	48.0	84	3.4	5.7	7.79	328
Sup. Control	68.8	87	3.3	5.2	7.40	421
Prof. Control	37.0	81	2.7	3.0	7.50	400
Sup. Control	60.0	75	3.0	4.9	7.51	454
Prof. Control	39.4	82	2.5	2.2	7.54	428

TABLA 7.1.2 : RESULTADOS 1^{er} MUESTREO (21/02/95). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	25.0	-	2.0	168.2	7.83	341
Sup. Quemado	31.6	83	2.3	29.2	7.49	315
Prof. Quemado	35.5	68	1.9	5.8	7.45	193
Cenizas	24.5	-	2.6	85.2	7.89	421
Sup. Quemado	35.4	80	2.2	19.4	7.65	472
Prof. Quemado	37.9	71	2.1	4.0	7.34	247
Cenizas	30.8	-	2.6	64.7	7.80	641
Sup. Quemado	33.2	81	2.1	10.6	7.42	411
Prof. Quemado	40.7	80	1.9	5.4	7.40	271
Sup. Control	72.9	92	3.0	7.0	7.18	295
Prof. Control	22.9	82	1.6	3.2	7.63	287
Sup. Control	70.2	86	3.0	0.9	7.08	384
Prof. Control	18.3	80	0.4	6.7	7.28	246
Sup. Control	68.0	83	1.6	6.4	7.69	261
Prof. Control	16.1	80	1.4	6.4	7.76	247

TABLA 7.1.3 : RESULTADOS 1^{er} MUESTREO (21/02/95). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (μS/cm)
Cenizas	38.6	-	2.7	75.9	7.72	620
Sup. Quemado	30.0	89	2.1	16.8	7.69	543
Prof. Quemado	29.9	79	0.9	5.4	7.60	332
Cenizas	52.0	-	3.7	106.4	7.95	653
Sup. Quemado	42.6	89	2.5	15.5	7.66	626
Prof. Quemado	39.4	77	2.1	5.7	7.64	378
Cenizas	56.0	-	4.8	108.2	7.17	650
Sup. Quemado	48.0	89	5.2	20.3	7.45	646
Prof. Quemado	34.9	83	1.9	4.6	7.42	356
Sup. Control	18.5	60	1.0	3.1	7.01	439
Prof. Control	17.8	76	1.0	3.2	7.39	364
Sup. Control	22.0	65	1.7	3.8	7.09	568
Prof. Control	19.0	68	0.9	1.7	7.49	444
Sup. Control	26.6	62	0.9	2.0	7.33	462
Prof. Control	17.2	61	0.6	1.2	7.28	376

TABLA 7.1.4 : RESULTADOS 2^o MUESTREO (22/06/95). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (μS/cm)
Cenizas	58.8	-	4.9	68.7	8.06	462
Sup. Quemado	40.7	85	2.1	4.0	8.11	439
Prof. Quemado	32.7	86	1.8	3.0	8.07	378
Cenizas	56.7	-	6.8	103.5	7.51	840
Sup. Quemado	59.8	76	2.5	8.5	7.86	534
Prof. Quemado	47.0	86	2.3	5.4	7.66	427
Cenizas	61.1	-	4.3	62.3	7.87	406
Sup. Quemado	71.2	89	2.8	5.7	7.75	348
Prof. Quemado	37.7	78	2.3	3.1	7.66	368
Sup. Control	82.3	75	3.1	2.7	7.44	451
Prof. Control	48.3	71	1.7	2.6	7.39	397
Sup. Control	65.6	76	2.1	4.2	7.46	556
Prof. Control	44.9	72	1.6	2.6	7.41	360
Sup. Control	49.0	75	2.5	2.9	7.49	451
Prof. Control	44.5	80	2.2	2.2	7.47	467

TABLA 7.1.5 : **RESULTADOS 2º MUESTREO (22/06/95). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.**

Muestra Suelo	Materia Orgánica (%)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	43.9	-	2.7	61.8	7.49	618
Sup. Quemado	55.4	87	2.6	8.1	6.99	575
Prof. Quemado	46.3	85	2.6	5.9	7.13	450
Cenizas	42.2	-	2.9	8.7	7.17	644
Sup. Quemado	54.7	91	1.9	4.6	6.95	630
Prof. Quemado	43	86	1.7	4.9	7.26	409
Cenizas	37.5	-	2.5	37.8	7.31	432
Sup. Quemado	49.3	89	2.3	6.0	7.05	412
Prof. Quemado	37.2	84	2.1	5.8	7.21	374
Sup. Control	70.8	74	1.6	5.2	7.20	502
Prof. Control	23.1	82	1.3	2.2	7.42	376
Sup. Control	78.5	84	2.0	4.8	7.05	479
Prof. Control	19.2	73	0.7	2.0	7.50	225
Sup. Control	79	86	2.3	5.1	7.31	410
Prof. Control	22	81	1.5	3.9	7.28	373

TABLA 7.1.6 : **RESULTADOS 2º MUESTREO (22/06/95). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.**

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	59.9	-	3.2	48.7	7.36	450
Sup. Quemado	43.1	86	2.2	1.4	7.59	245
Prof. Quemado	45.8	85	2.5	1.4	7.44	269
Cenizas	86.7	-	4.4	28.2	7.45	522
Sup. Quemado	48.6	85	2.0	1.5	7.57	391
Prof. Quemado	45.4	80	2.3	1.4	7.35	353
Cenizas	106.3	-	4.4	53.5	7.46	506
Sup. Quemado	59.7	88	2.2	1.6	7.41	443
Prof. Quemado	51.3	81	3.1	1.6	7.47	349
Sup. Control	36.5	52	1.3	1.4	7.01	434
Prof. Control	14.9	58	1.0	1.1	7.20	242
Sup. Control	20.3	57	0.8	0.9	7.10	377
Prof. Control	12.0	66	0.4	1.0	7.11	254
Sup. Control	39.0	63	2.6	0.7	6.93	405
Prof. Control	20.0	67	2.2	0.8	7.04	345

TABLA 7.1.7 : **RESULTADOS 3^{er} MUESTREO. (30/10/95). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.**

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (μS/cm)
Cenizas	49.8	-	5.3	75.0	7.62	517
Sup. Quemado	39.9	84	2.2	7.5	7.63	472
Prof. Quemado	35.6	81	1.6	5.2	8.00	340
Cenizas	63.7	-	5.6	70.4	7.71	608
Sup. Quemado	38.0	84	2.0	7.0	7.75	338
Prof. Quemado	48.4	83	2.4	4.0	7.75	313
Cenizas	52.0	-	4.3	76.1	8.14	482
Sup. Quemado	47.8	85	2.7	7.4	8.16	309
Prof. Quemado	42.1	82	2.3	6.0	8.14	276
Sup. Control	34.4	79	2.0	2.0	7.80	269
Prof. Control	40.8	75	1.8	1.0	7.75	286
Sup. Control	41.3	83	2.6	2.5	7.60	255
Prof. Control	35.4	78	2.1	1.6	7.59	217
Sup. Control	73.7	86	2.5	3.5	7.83	364
Prof. Control	48.7	87	1.5	2.5	7.83	270

TABLA 7.1.1.8 **RESULTADOS 3^{er} MUESTREO (30/10/95). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.**

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (μS/cm)
Cenizas	56.0	-	2.3	97.5	7.72	583
Sup. Quemado	43.4	86	1.7	8.3	7.35	410
Prof. Quemado	32.2	85	1.2	2.0	7.42	246
Cenizas	45.3	-	1.6	103.7	7.62	343
Sup. Quemado	35.1	80	1.4	7.4	7.39	554
Prof. Quemado	25.3	83	1.5	1.8	7.40	450
Cenizas	54.9	-	1.9	91.4	7.86	328
Sup. Quemado	55.2	83	2.1	6.9	7.51	486
Prof. Quemado	37.3	78	1.8	1.5	7.55	209
Sup. Control	26.4	83	1.1	3.1	7.52	218
Prof. Control	15.7	78	0.8	1.9	7.67	165
Sup. Control	28.8	79	1.0	4.0	7.59	190
Prof. Control	14.8	75	0.8	1.6	7.66	193
Sup. Control	38.6	85	1.5	3.6	7.37	280
Prof. Control	16.1	83	0.8	1.2	7.53	209

TABLA 7.1.9 : RESULTADOS 3^{er} MUESTREO. (30/10/95). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	112.8	-	3.7	80.2	7.78	456
Sup. Quemado	69.1	86	3.0	15.5	7.77	432
Prof. Quemado	52.0	77	2.5	6.5	7.70	268
Cenizas	153.5	-	4.6	113.7	7.69	481
Sup. Quemado	48.7	82	1.9	15.1	7.79	319
Prof. Quemado	32.4	74	1.7	9.5	7.77	255
Cenizas	95.1	-	4.6	78.2	7.69	463
Sup. Quemado	57.2	88	2.5	15.2	7.91	372
Prof. Quemado	45.6	77	2.1	5.6	7.62	299
Sup. Control	29.4	70	1.3	10.9	7.49	230
Prof. Control	13.1	78	1.0	10.9	7.56	188
Sup. Control	13.5	61	1.3	11.9	7.33	175
Prof. Control	11.2	73	1.0	10.7	7.55	166
Sup. Control	25.8	68	1.6	13.3	7.20	215
Prof. Control	19.3	75	1.5	12.1	7.59	207

TABLA 7.1.10 : RESULTADOS 4^o MUESTREO. (03/03/96). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	51.8	-	2.9	62.7	7.61	328
Sup. Quemado	29.0	80	1.8	10.3	7.63	292
Prof. Quemado	28.9	76	1.8	6.4	7.73	211
Cenizas	34.7	-	2.7	68.2	7.74	292
Sup. Quemado	41.0	84	2.2	8.7	7.76	289
Prof. Quemado	33.1	83	1.9	6.7	7.96	282
Cenizas	73.9	-	3.0	78.4	7.76	324
Sup. Quemado	37.7	81	2.5	15.0	7.65	359
Prof. Quemado	37.8	79	2.4	7.2	7.80	286
Sup. Control	60.0	80	3.3	6.0	7.51	256
Prof. Control	48.4	78	2.9	3.2	7.70	227
Sup. Control	43.7	83	2.6	4.0	7.73	221
Prof. Control	51.1	80	2.9	1.9	7.70	257
Sup. Control	72.7	78	3.8	3.6	7.37	332
Prof. Control	38.7	79	2.7	2.2	7.24	340

TABLA 7.1.11: RESULTADOS 4º MUESTREO. (03/03/96). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	40.2	-	2.0	35.9	7.10	206
Sup. Quemado	48.5	83	2.5	8.2	7.14	303
Prof. Quemado	30.6	81	2.0	4.6	7.08	267
Cenizas	53.6	-	2.7	57.1	7.10	360
Sup. Quemado	45.0	84	2.4	6.5	7.23	340
Prof. Quemado	39.9	83	2.2	5.1	7.10	246
Cenizas	36.1	-	2.6	56.6	7.09	267
Sup. Quemado	29.0	79	2.4	7.0	7.30	235
Prof. Quemado	29.7	82	2.0	4.8	7.52	189
Sup. Control	32.0	81	0.9	2.0	7.33	202
Prof. Control	15.0	79	0.7	1.7	7.66	182
Sup. Control	53.0	81	2.0	3.9	7.24	262
Prof. Control	20.5	75	1.0	3.8	7.43	260
Sup. Control	31.6	82	1.0	5.3	7.34	212
Prof. Control	14.6	82	0.4	2.0	7.56	144

TABLA 7.1.12 : RESULTADOS 4º MUESTREO. (03/03/96). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Materia Orgánica (g/kg)	Agregados Estables (%)	Nitrógeno (g/kg)	Fósforo (mg/kg)	pH	C.E. (µS/cm)
Cenizas	70.1	-	3.8	39.3	7.60	290
Sup. Quemado	59.2	80	2.8	8.6	7.59	202
Prof. Quemado	54.6	80	3.0	3.8	7.43	213
Cenizas	64.7	-	3.2	27.3	7.64	339
Sup. Quemado	67.7	87	3.1	7.1	7.63	341
Prof. Quemado	46.6	79	2.5	2.9	7.77	223
Cenizas	90.1	-	3.4	4.5	7.52	378
Sup. Quemado	54.9	87	2.6	3.8	7.73	348
Prof. Quemado	51.7	76	2.0	2.9	7.82	326
Sup. Control	17.2	60	1.0	2.3	7.71	126
Prof. Control	18.0	68	0.9	2.9	7.62	142
Sup. Control	17.1	58	1.0	3.0	7.78	132
Prof. Control	16.0	70	1.1	2.9	7.72	142
Sup. Control	15.0	62	0.7	2.4	7.69	118
Prof. Control	12.7	73	0.5	2.5	7.52	99

TABLA 7.1.13: **RESULTADOS 1^{er} MUESTREO (21/02/95). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.**

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.122	0.603	5.77	0.468
Sup. Quemado	0.085	0.380	5.05	0.511
Prof. Quemado	0.074	0.188	5.36	0.493
Cenizas	0.104	0.866	6.59	0.508
Sup. Quemado	0.113	0.436	5.88	0.580
Prof. Quemado	0.080	0.163	5.36	0.476
Cenizas	0.076	1.003	5.84	0.689
Sup. Quemado	0.059	0.603	4.41	0.523
Prof. Quemado	0.026	0.215	5.60	0.482
Sup. Control	0.019	0.304	4.56	0.458
Prof. Control	0.022	0.221	6.00	0.433
Sup. Control	0.078	0.587	5.57	0.582
Prof. Control	0.080	0.352	6.00	0.497
Sup. Control	0.054	0.359	5.31	0.436
Prof. Control	0.086	0.318	5.10	0.495

TABLA 7.1.14 : **RESULTADOS 1^{er} MUESTREO (21/02/95). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.**

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.071	0.732	4.78	0.322
Sup. Quemado	0.082	0.495	5.25	0.182
Prof. Quemado	0.059	0.283	4.28	0.104
Cenizas	0.081	0.771	4.82	0.277
Sup. Quemado	0.073	0.327	5.09	0.189
Prof. Quemado	0.089	0.176	5.22	0.125
Cenizas	0.088	0.896	4.95	0.240
Sup. Quemado	0.073	0.247	5.22	0.170
Prof. Quemado	0.072	0.185	4.82	0.156
Sup. Control	0.052	0.247	5.62	0.111
Prof. Control	0.057	0.122	4.42	0.062
Sup. Control	0.065	0.283	5.49	0.165
Prof. Control	0.066	0.167	4.69	0.118
Sup. Control	0.051	0.202	4.69	0.102
Prof. Control	0.030	0.173	4.59	0.082

TABLA 7.1.15 :*RESULTADOS 1^{er} MUESTREO (21/02/95). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.*

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.049	0.796	4.71	0.339
Sup. Quemado	0.041	0.227	4.36	0.200
Prof. Quemado	0.025	0.151	4.24	0.163
Cenizas	0.059	0.919	6.14	0.450
Sup. Quemado	0.060	0.556	6.36	0.253
Prof. Quemado	0.047	0.399	6.36	0.200
Cenizas	0.084	0.843	8.00	0.532
Sup. Quemado	0.046	0.478	8.00	0.391
Prof. Quemado	0.044	0.237	6.77	0.229
Sup. Control	0.026	0.216	5.53	0.121
Prof. Control	0.022	0.157	5.12	0.115
Sup. Control	0.038	0.258	4.71	0.165
Prof. Control	0.017	0.139	6.70	0.140
Sup. Control	0.014	0.121	6.41	0.210
Prof. Control	0.010	0.105	6.51	0.190

TABLA 7.1.16: *RESULTADOS 2^o MUESTREO (22/06/95). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.*

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.228	0.837	9.03	0.803
Sup. Quemado	0.066	0.443	6.32	0.617
Prof. Quemado	0.060	0.221	6.21	0.412
Cenizas	0.129	0.612	8.33	0.779
Sup. Quemado	0.074	0.320	6.32	0.411
Prof. Quemado	0.050	0.245	6.49	0.326
Cenizas	0.037	0.317	6.63	0.505
Sup. Quemado	0.037	0.277	6.90	0.423
Prof. Quemado	0.035	0.258	6.76	0.309
Sup. Control	0.046	0.353	5.30	0.318
Prof. Control	0.042	0.274	4.72	0.205
Sup. Control	0.049	0.450	5.27	0.279
Prof. Control	0.051	0.323	5.35	0.268
Sup. Control	0.041	0.316	4.94	0.253
Prof. Control	0.041	0.230	5.18	0.229

TABLA 7.1.17: RESULTADOS 2° MUESTREO (22/06/95). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.151	0.816	4.69	0.290
Sup. Quemado	0.090	0.271	5.02	0.212
Prof. Quemado	0.090	0.148	5.76	0.172
Cenizas	0.188	0.664	6.92	0.263
Sup. Quemado	0.105	0.278	5.93	0.175
Prof. Quemado	0.086	0.152	5.50	0.130
Cenizas	0.183	0.467	5.96	0.172
Sup. Quemado	0.101	0.206	5.96	0.161
Prof. Quemado	0.085	0.166	5.76	0.133
Sup. Control	0.072	0.193	6.42	0.151
Prof. Control	0.062	0.125	4.80	0.068
Sup. Control	0.080	0.198	6.19	0.113
Prof. Control	0.047	0.110	4.18	0.052
Sup. Control	0.036	0.226	6.50	0.129
Prof. Control	0.048	0.184	4.70	0.102

TABLA 7.1.18: RESULTADOS 2° MUESTREO (22/06/95). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.031	0.402	5.72	0.146
Sup. Quemado	0.038	0.217	5.48	0.109
Prof. Quemado	0.034	0.206	6.21	0.114
Cenizas	0.041	0.426	7.99	0.248
Sup. Quemado	0.036	0.198	6.37	0.181
Prof. Quemado	0.041	0.185	6.29	0.129
Cenizas	0.050	0.573	6.35	0.425
Sup. Quemado	0.055	0.212	4.54	0.275
Prof. Quemado	0.055	0.132	4.54	0.235
Sup. Control	0.053	0.160	4.04	0.215
Prof. Control	0.047	0.126	3.74	0.155
Sup. Control	0.047	0.150	3.84	0.195
Prof. Control	0.049	0.101	3.84	0.175
Sup. Control	0.059	0.232	4.34	0.225
Prof. Control	0.050	0.167	4.34	0.185

TABLA 7.1.19: RESULTADOS 3^{er} MUESTREO. (30/10/95). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.078	0.640	8.17	0.514
Sup. Quemado	0.067	0.271	5.86	0.267
Prof. Quemado	0.037	0.171	4.88	0.231
Cenizas	0.073	0.659	7.18	0.496
Sup. Quemado	0.080	0.242	5.86	0.293
Prof. Quemado	0.084	0.245	6.19	0.267
Cenizas	0.078	0.435	7.18	0.337
Sup. Quemado	0.039	0.240	6.52	0.205
Prof. Quemado	0.026	0.182	5.81	0.142
Sup. Control	0.035	0.178	4.63	0.203
Prof. Control	0.024	0.196	5.55	0.166
Sup. Control	0.029	0.280	5.97	0.181
Prof. Control	0.028	0.200	5.55	0.151
Sup. Control	0.053	0.306	6.31	0.258
Prof. Control	0.046	0.243	5.40	0.213

TABLA 7.1.20: RESULTADOS 3^{er} MUESTREO. (30/10/95). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.055	0.545	5.83	0.273
Sup. Quemado	0.034	0.135	4.87	0.136
Prof. Quemado	0.018	0.090	4.39	0.107
Cenizas	0.044	0.821	4.39	0.200
Sup. Quemado	0.051	0.208	4.39	0.151
Prof. Quemado	0.045	0.133	4.39	0.112
Cenizas	0.045	0.873	5.35	0.210
Sup. Quemado	0.044	0.113	4.87	0.156
Prof. Quemado	0.058	0.117	3.73	0.154
Sup. Control	0.048	0.126	3.73	0.100
Prof. Control	0.046	0.079	3.15	0.087
Sup. Control	0.045	0.092	3.44	0.087
Prof. Control	0.016	0.069	3.69	0.070
Sup. Control	0.021	0.133	4.11	0.106
Prof. Control	0.019	0.742	3.28	0.076

TABLA 7.1.21: RESULTADOS 3^{er} MUESTREO. (30/10/95). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.032	0.585	7.05	0.472
Sup. Quemado	0.032	0.249	5.79	0.370
Prof. Quemado	0.029	0.164	5.79	0.274
Cenizas	0.040	0.421	7.05	0.508
Sup. Quemado	0.022	0.119	3.72	0.155
Prof. Quemado	0.020	0.064	3.21	0.099
Cenizas	0.030	0.471	4.45	0.378
Sup. Quemado	0.029	0.211	3.90	0.271
Prof. Quemado	0.025	0.152	3.65	0.231
Sup. Control	0.011	0.168	2.95	0.118
Prof. Control	0.009	0.146	3.08	0.094
Sup. Control	0.009	0.129	3.15	0.056
Prof. Control	0.017	0.116	3.23	0.080
Sup. Control	0.033	0.163	3.25	0.103
Prof. Control	0.020	0.093	3.08	0.087

TABLA 7.1.22: RESULTADOS 4^o MUESTREO. (03/03/96). ZONA A. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.016	0.460	5.43	0.370
Sup. Quemado	0.019	0.226	4.70	0.283
Prof. Quemado	0.024	0.237	4.80	0.250
Cenizas	0.019	0.690	4.80	0.393
Sup. Quemado	0.021	0.255	5.27	0.276
Prof. Quemado	0.019	0.191	5.17	0.260
Cenizas	0.017	0.682	5.69	0.416
Sup. Quemado	0.034	0.321	4.75	0.233
Prof. Quemado	0.032	0.281	5.17	0.260
Sup. Control	0.024	0.384	5.90	0.253
Prof. Control	0.026	0.313	5.95	0.210
Sup. Control	0.028	0.460	6.05	0.303
Prof. Control	0.036	0.347	6.36	0.256
Sup. Control	0.062	0.474	5.60	0.320
Prof. Control	0.055	0.402	5.66	0.274

TABLA 7.1.23: RESULTADOS 4º MUESTREO. (03/03/96). ZONA B. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.015	0.322	4.75	0.150
Sup. Quemado	0.022	0.163	5.06	0.183
Prof. Quemado	0.037	0.163	5.64	0.233
Cenizas	0.033	0.725	5.53	0.233
Sup. Quemado	0.037	0.334	5.06	0.213
Prof. Quemado	0.021	0.231	4.80	0.183
Cenizas	0.025	0.539	4.96	0.176
Sup. Quemado	0.005	0.231	4.65	0.150
Prof. Quemado	0.008	0.176	4.39	0.136
Sup. Control	0.013	0.105	3.58	0.068
Prof. Control	0.010	0.083	3.51	0.044
Sup. Control	0.012	0.153	4.06	0.128
Prof. Control	0.013	0.171	4.54	0.106
Sup. Control	0.013	0.135	4.06	0.084
Prof. Control	0.014	0.093	3.72	0.058

TABLA 7.1.24: RESULTADOS 4º MUESTREO. (03/03/96). ZONA C. INCENDIO ALCOY-COCENTAINA.

Muestra Suelo	Sodio (g/kg)	Potasio (g/kg)	Calcio (g/kg)	Magnesio (g/kg)
Cenizas	0.017	0.411	5.57	0.242
Sup. Quemado	0.023	0.090	5.09	0.182
Prof. Quemado	0.024	0.092	5.29	0.236
Cenizas	0.024	0.421	5.26	0.212
Sup. Quemado	0.017	0.125	5.09	0.224
Prof. Quemado	0.015	0.087	4.85	0.152
Cenizas	0.031	0.444	5.09	0.317
Sup. Quemado	0.025	0.119	5.02	0.208
Prof. Quemado	0.028	0.119	4.85	0.192
Sup. Control	0.012	0.105	3.42	0.070
Prof. Control	0.011	0.092	3.51	0.086
Sup. Control	0.009	0.099	3.55	0.058
Prof. Control	0.010	0.081	3.23	0.044
Sup. Control	0.013	0.111	3.30	0.072
Prof. Control	0.010	0.078	3.40	0.054

TABLA 7.1.25. MATERIA ORGÁNICA OXIDABLE (g/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	62.3	52.2	58.3	67.1	73.1	67.0	39.2	-	-	-	-	-	-
Control	73.1	87.3	63.1	55.3	52.3	72.4	45.2	-	-	-	-	-	-
Control	53.2	62.8	73.1	72.1	60.6	55.4	51.0	-	-	-	-	-	-
Control	60.2	88.6	84.1	68.4	68.1	43.3	58.2	-	-	-	-	-	-
Control	42.3	89.0	73.3	82.3	64.0	48.1	48.6	56.1	61.7	55.8	55.6	42.9	52.5
Control	85.0	59.9	65.4	63.3	52.1	50.2	54.1	54.1	57.5	47.3	46.6	43.0	51.8
Control	57.9	61.7	74.1	67.1	70.3	53.3	42.3	41.4	78.2	69.1	53.8	54.2	58.0
Control	51.0	57.0	67.0	72.3	65.0	49.9	50.1	62.5	79.2	56.2	64.0	50.0	50.5
Quemado T ₀	-	-	86.9	80.8	58.4	66.5	72.8	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	64.8	63.7	69.7	50.2	57.9	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	53.3	80.3	83.1	77.8	64.6	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	36.0	76.4	58.6	84.7	63.6	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	82.6	50.2	69.7	55.1	66.5	48.5	74.9	52.3	54.5	64.7	63.7
Quemado T ₀	-	-	52.7	72.0	65.9	85.5	69.5	79.2	78.9	62.2	51.9	53.0	54.0
Quemado T ₀	-	-	79.8	69.7	54.7	80.5	70.6	66.3	55.4	49.8	58.5	64.3	57.2
Quemado T ₀	-	-	82.0	59.8	72.0	43.3	78.9	47.6	87.0	54.6	56.2	45.8	59.8
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	103.6	95.6	75.9	93.0	99.6	98.0
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	80.5	93.1	67.8	99.2	92.3	78.7
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	116.6	92.3	93.2	96.7	76.5	87.5
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	86.8	76.4	85.2	78.2	78.2	85.1
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	148.3	93.0	106.0	111.9	137.0	123.3
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	111.9	109.1	100.1	107.0	127.0	120.2
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	103.3	106.2	119.9	104.4	150.2	91.5
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	102.5	132.2	102.3	137.9	102.9	119.8

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.26. FÓSFORO ASIMILABLE (mg/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	2.5	2.1	2.5	3.1	2.5	2.6	0.9	-	-	-	-	-	-
Control	3.0	3.4	2.8	2.8	2.1	3.6	0.9	-	-	-	-	-	-
Control	3.3	3.1	3.0	2.5	1.8	2.1	2.0	-	-	-	-	-	-
Control	2.7	2.7	2.6	1.9	1.5	1.9	1.7	-	-	-	-	-	-
Control	3.4	2.7	2.9	2.3	1.7	2.7	1.5	4.4	3.0	4.0	1.9	2.7	2.4
Control	1.1	1.9	2.6	2.7	2.3	2.4	1.8	3.6	2.5	4.1	1.8	2.2	2.1
Control	2.7	2.5	2.4	2.4	2.1	2.6	1.2	3.2	3.1	4.0	2.3	2.9	1.9
Control	1.0	2.9	2.6	3.0	1.9	1.7	1.4	4.2	4.0	3.7	1.8	2.3	2.8
Quemado T ₀	-	-	20.4	3.1	15.0	15.0	6.9	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	25.0	6.5	9.1	12.0	18.0	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	5.0	4.3	6.3	16.7	16.6	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	5.1	8.1	6.6	44.5	21.0	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	4.5	2.5	1.0	16.9	11.9	7.7	13.9	8.3	4.2	4.1	5.9
Quemado T ₀	-	-	7.9	3.1	5.6	25.0	9.2	5.9	13.5	7.4	3.6	3.4	4.3
Quemado T ₀	-	-	4.2	3.2	4.0	20.8	16.1	7.7	16.3	7.8	10.8	8.1	7.5
Quemado T ₀	-	-	3.9	6.0	4.9	18.0	12.6	8.1	13.2	6.8	5.2	9.6	6.6
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	55.7	22.8	20.1	17.6	49.2	58.1
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	33.3	26.7	21.8	22.8	50.8	42.3
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	55.2	27.1	37.4	22.7	41.0	40.6
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	49.0	27.6	28.6	32.9	46.5	52.4
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	102.3	60.3	60.9	62.1	78.1	102.1
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	107.6	62.1	70.1	43.9	89.3	73.2
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	82.2	42.3	72.3	69.8	77.6	80.1
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	103.1	43.8	49.2	55.9	76.6	82.3

Nota: Día del Incendio (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del Compost (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.27. NITRÓGENO KJELDAHL (g/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	3.2	3.3	4.0	3.9	3.5	3.1	2.2	-	-	-	-	-	-
Control	3.7	5.5	5.0	3.7	4	4.1	2.6	-	-	-	-	-	-
Control	2.7	4.3	3.8	4.7	3.2	3.6	3.4	-	-	-	-	-	-
Control	2.8	5.2	5.2	4.5	3.8	3.3	3.4	-	-	-	-	-	-
Control	3.1	5.4	5.5	3.9	4.1	2.9	3.1	2.8	3.7	2.9	2.0	2.2	3.2
Control	4.7	4.3	4.1	4.9	2.9	3.7	2.8	2.8	3.7	3.2	3.2	2.9	3.1
Control	2.9	3.9	3.9	3.8	4.1	4.0	3.3	3.2	4.0	3.9	3.8	3.4	3.3
Control	2.2	4.0	4.5	4.8	3.5	3.0	2.6	3.3	4.2	3.2	4.1	3.1	3.3
Quemado T ₀	-	-	5.0	4.7	2.9	3.9	4.2	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	4.2	4.3	4.3	4.5	3.4	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	3.7	5.0	5.0	5.0	4.2	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	2.3	4.3	2.6	5.8	4.3	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	4.3	2.3	3.3	3.4	4.0	3.8	5.1	3.5	3.7	3.4	3.7
Quemado T ₀	-	-	2.6	4.5	3.2	4.9	3.9	4.0	4.2	4.2	3.7	3.5	4.0
Quemado T ₀	-	-	2.7	3.7	3.3	4.3	4.3	4.0	3.6	2.5	3.6	3.8	3.5
Quemado T ₀	-	-	4.7	3.3	2.8	3.2	4.3	3.0	4.8	3.2	3.6	3.3	3.6
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.6	6.0	4.7	5.6	4.2	4.1
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	4.9	5.9	4.4	5.8	4.5	4.2
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.6	4.8	4.2	4.1	5.5	4.5
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	4.9	3.7	4.1	4.4	5.8	4.5
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	6.9	5.0	6.1	5.8	5.2	5.4
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	6.0	6.4	5.9	5.0	5.9	5.1
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	5.2	5.3	5.2	5.2	6.1	5.7
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	4.5	6.9	5.6	5.5	5.5	5.6

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.28. BACTERIAS VIABLES (U.F.C/g SUELO)(X10⁵). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día																	
	0	102	104	124	144	165	166	167	168	169	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	189	32	23	50	54	-	-	-	-	-	58	6	-	-	-	-	-	-
Control	74	16	17	45	60	-	-	-	-	-	79	11	-	-	-	-	-	-
Control	97	85	62	70	42	-	-	-	-	-	54	11	-	-	-	-	-	-
Control	179	25	54	23	72	-	-	-	-	-	84	14	-	-	-	-	-	-
Control	121	88	31	45	33	67	77	84	81	90	56	12	41	10	30	88	53	112
Control	86	42	43	55	55	75	82	71	82	77	60	9	45	14	44	65	77	124
Control	123	33	27	53	60	45	51	56	77	45	77	10	21	38	90	95	106	95
Control	101	17	70	42	58	60	40	45	60	109	72	12	23	23	64	90	112	85
Quemad T ₀	-	-	60	75	218	-	-	-	-	-	136	51	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	52	70	147	-	-	-	-	-	116	33	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	37	85	193	-	-	-	-	-	82	53	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	46	85	139	-	-	-	-	-	171	65	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	53	90	160	400	389	376	252	286	112	52	62	72	67	84	180	108
Quemad T ₀	-	-	73	72	151	228	196	250	231	140	142	71	41	21	101	65	136	126
Quemad T ₀	-	-	48	71	120	138	204	211	270	239	130	40	44	20	60	69	150	111
Quemad T ₀	-	-	36	70	129	250	262	280	251	230	125	59	53	56	121	70	145	167
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	117	57	152	137	339	110
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	107	60	263	136	260	229
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	186	45	249	97	350	144
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	143	65	139	108	241	122
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	157	62	231	210	335	235
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	189	67	356	229	284	229
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	111	72	287	218	330	192
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	106	82	261	280	387	270

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.29. HONGOS VIABLES (U.F.C/g SUELO) ($\times 10^3$). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día																	
	0	102	104	124	144	165	166	167	168	169	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	67	225	180	125	140	-	-	-	-	-	70	14	-	-	-	-	-	-
Control	64	268	225	250	181	-	-	-	-	-	77	16	-	-	-	-	-	-
Control	110	320	307	241	153	-	-	-	-	-	65	27	-	-	-	-	-	-
Control	71	197	123	180	207	-	-	-	-	-	84	24	-	-	-	-	-	-
Control	80	300	242	201	223	150	141	139	92	91	90	25	40	22	44	161	76	77
Control	77	210	223	175	192	115	200	132	115	88	81	15	36	33	38	142	108	93
Control	104	226	270	240	176	175	110	91	107	125	75	20	25	50	56	120	118	86
Control	120	195	198	190	215	141	105	140	124	118	74	19	41	44	85	112	106	60
Quemad T ₀	-	-	1102	292	87	-	-	-	-	-	40	17	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	276	281	192	-	-	-	-	-	17	11	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	352	300	133	-	-	-	-	-	41	27	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	770	510	84	-	-	-	-	-	55	39	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	453	542	83	115	110	99	74	80	25	28	25	30	52	96	80	86
Quemad T ₀	-	-	932	724	92	131	159	129	75	90	37	12	32	30	72	50	101	81
Quemad T ₀	-	-	1744	594	97	103	90	138	78	64	40	12	30	11	39	77	142	98
Quemad T ₀	-	-	720	291	140	114	91	102	98	108	22	23	25	26	42	52	107	107
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	47	17	57	116	142	92
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45	14	94	96	163	93
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	14	75	94	132	75
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	61	34	60	95	85	78
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	39	23	39	111	90	68
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49	34	38	70	130	93
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32	64	75	102	101	111
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	52	24	67	93	178	124

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.30. BIOMASA C. ($\mu\text{g/g}$). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día																	
	0	102	104	124	144	165	166	167	168	169	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	200	82	90	203	240	-	-	-	-	-	329	141	-	-	-	-	-	-
Control	159	250	215	200	97	-	-	-	-	-	360	219	-	-	-	-	-	-
Control	310	320	140	141	150	-	-	-	-	-	180	180	-	-	-	-	-	-
Control	123	131	323	100	303	-	-	-	-	-	210	157	-	-	-	-	-	-
Control	241	197	240	99	250	180	190	186	240	200	241	250	251	238	271	380	291	260
Control	201	118	124	250	218	120	175	121	233	218	151	279	190	252	247	262	250	281
Control	190	204	190	316	215	200	200	219	184	250	199	220	280	237	279	328	230	240
Control	244	133	217	241	200	180	180	199	119	120	180	261	353	351	371	281	284	210
Quemad T ₀	-	-	157	150	210	-	-	-	-	-	164	150	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	328	153	132	-	-	-	-	-	203	102	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	125	83	191	-	-	-	-	-	274	102	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	215	250	100	-	-	-	-	-	360	172	-	-	-	-	-	-
Quemad T ₀	-	-	287	207	250	263	293	311	280	111	141	94	304	391	329	266	315	284
Quemad T ₀	-	-	262	321	298	178	217	264	296	316	180	259	380	399	405	297	270	290
Quemad T ₀	-	-	115	275	211	194	118	115	192	252	220	251	274	244	405	221	250	300
Quemad T ₀	-	-	98	190	298	212	210	250	151	254	216	329	233	250	312	445	300	270
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	618	331	337	550	501	481
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	494	471	489	455	424	490
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	296	368	450	442	560	415
Quemad T ₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	302	339	329	405	441	500
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	568	493	329	576	550	600
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	475	516	555	501	515
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	592	622	647	533	560	490
Quemad T ₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	584	591	616	603	560	550

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día **103**). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día **229**).

TABLA 7.1.31. NITRATOS (mg/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	30.2	52.0	43.3	40.2	41.2	31.0	17.7	-	-	-	-	-	-
Control	27.2	82.4	60.3	35.1	39.2	30.1	20.5	-	-	-	-	-	-
Control	19.4	51.0	51.3	30.3	35.2	28.2	21.0	-	-	-	-	-	-
Control	25.2	36.3	76.5	42.6	40.2	50.2	27.2	-	-	-	-	-	-
Control	29.2	75.5	39.3	27.9	29.3	35.4	29.2	23.5	29.0	18.3	14.9	36.0	35.0
Control	23.3	34.4	38.4	35.6	28.2	37.2	18.2	23.1	34.7	23.2	19.4	30.2	52.1
Control	30.2	46.4	50.3	50.2	21.7	35.3	21.3	19.3	23.6	23.4	21.4	53.3	53.3
Control	19.2	28.2	30.2	41.3	42.2	29.1	15.2	0.0	1.0	19.9	20.4	20.5	42.9
Quemado T ₀	-	-	20.2	72.0	74.1	31.2	43.1	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	44.5	84.7	85.6	44.2	45.3	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	65.1	85.5	83.0	41.5	76.2	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	38.4	41.5	89.0	0.0	38.8	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	55.5	67.9	81.1	0.0	90.0	25.8	0.0	84.8	26.3	27.3	25.5
Quemado T ₀	-	-	41.8	45.6	57.2	32.6	28.0	28.0	0.0	44.1	25.9	25.3	30.9
Quemado T ₀	-	-	20.2	67.2	88.6	0.0	49.0	0.0	37.6	32.6	19.0	23.9	36.5
Quemado T ₀	-	-	47.3	69.4	85.8	80.2	21.2	31.9	0.0	64.9	22.8	25.3	35.2
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	74.8	89.2	27.2	21.6
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.0	85.9	39.0	23.0	30.8
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	37.5	75.4	64.4	33.5
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	51.3	82.8	86.2	39.9
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	0.0	48.7	28.1	28.9
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	0.0	37.1	42.8	39.2
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	18.1	0.0	39.6	38.6
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.0	0.0	21.9	31.5	3.0	39.0

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.32. AMONIO (mg/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	25.3	30.4	32.2	25.2	20.2	19.4	18.1	-	-	-	-	-	-
Control	24.3	36.4	31.2	24.2	22.2	21.1	20.6	-	-	-	-	-	-
Control	20.2	36.1	30.2	16.3	21.3	21.2	22.7	-	-	-	-	-	-
Control	28.2	35.4	27.2	19.2	17.2	18.2	26.2	-	-	-	-	-	-
Control	15.2	39.8	20.3	20.2	24.2	22.6	25.2	22.3	21.8	15.3	16.4	35.5	28.0
Control	29.2	18.6	37.3	23.2	23.2	15.2	21.2	19.4	15.0	14.9	20.8	27.6	32.0
Control	25.3	28.8	35.2	24.2	19.2	17.2	19.4	18.7	23.0	20.1	26.1	33.2	39.9
Control	24.4	32.2	32.2	25.7	15.1	20.2	24.2	20.3	22.3	17.9	23.8	28.8	45.0
Quemado T ₀	-	-	87.6	49.6	43.8	19.4	25.2	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	80.9	44.5	27.1	19.3	27.4	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	41.7	57.9	32.5	19.5	22.2	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	46.2	73.2	36.6	21.4	36.2	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	82.9	35.7	41.5	22.0	34.1	17.5	32.8	17.6	19.4	20.4	26.6
Quemado T ₀	-	-	69.6	42.5	32.8	15.9	55.8	21.8	30.7	15.3	16.9	27.9	24.8
Quemado T ₀	-	-	75.8	42.9	30.7	19.2	46.8	24.2	18.8	11.7	16.9	23.8	23.8
Quemado T ₀	-	-	60.9	29.1	32.7	20.2	47.3	17.9	28.2	13.1	23.1	25.3	21.8
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	611.3	302.9	137.5	58.5	89.5	39.8
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	651.3	362.1	130.4	90.2	95.3	34.4
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	526.6	408.5	80.2	53.1	42.4	38.1
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	452.6	341.3	75.0	57.9	42.8	30.6
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	654.7	536.0	115.9	172.3	67.5	44.5
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	624.0	412.6	253.5	106.9	69.1	51.2
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	539.0	372.2	209.4	171.4	82.0	45.2
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	610.0	654.7	241.3	180.2	90.1	49.3

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.33. PH. PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	7.14	7.07	7.05	7.02	7.12	7.00	7.04	-	-	-	-	-	-
Control	7.10	7.08	7.10	6.98	7.11	6.99	7.03	-	-	-	-	-	-
Control	7.12	6.96	7.01	6.99	7.07	7.02	7.08	-	-	-	-	-	-
Control	7.06	7.08	7.11	7.05	7.05	7.10	6.99	-	-	-	-	-	-
Control	7.08	7.10	7.07	7.12	7.09	7.09	7.02	7.04	7.32	7.15	7.3	7.21	7.07
Control	7.01	7.04	7.03	7.02	6.95	7.10	6.98	6.91	7.14	7.18	7.3	7.13	6.91
Control	7.03	7.13	7.04	7.05	7.03	7.01	7.05	7.09	7.17	7.26	7.11	7.03	6.98
Control	7.18	6.92	7.07	7.02	7.02	7.02	7.03	6.98	7.06	7.32	7.16	7.13	6.99
Quemado T ₀	-	-	7.23	7.30	7.87	7.56	7.20	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	7.44	7.55	7.85	7.65	7.32	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	7.22	7.24	7.77	7.41	7.43	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	7.16	7.39	7.86	7.50	7.39	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	7.15	7.46	7.89	7.42	7.19	7.30	7.21	7.39	7.17	7.00	7.02
Quemado T ₀	-	-	7.20	7.40	7.77	7.51	7.39	7.11	7.26	7.3	7.23	7.22	7.10
Quemado T ₀	-	-	7.23	7.50	7.87	7.65	7.49	7.16	7.28	7.27	7.38	7.13	7.06
Quemado T ₀	-	-	7.33	7.53	7.72	7.54	7.26	7.10	7.15	7.37	7.21	7.34	7.20
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.74	6.75	7.26	7.19	7.09	7.27
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	7.13	7.10	7.18	7.33	7.13	7.16
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.71	6.99	7.23	7.36	7.25	7.00
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.71	7.19	7.21	7.31	7.20	7.29
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	6.77	7.28	7.26	7.15	7.01	7.02
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	7.03	7.25	7.08	7.21	7.23	7.00
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	6.65	7.11	7.14	7.21	7.34	7.15
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	6.60	6.95	7.15	7.18	7.28	7.14

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día **103**). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día **229**).

TABLA 7.1.34. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA ($\mu\text{S/cm}$) PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	270	237	227	230	190	274	158	-	-	-	-	-	-
Control	212	287	251	232	240	189	179	-	-	-	-	-	-
Control	283	263	248	250	225	231	231	-	-	-	-	-	-
Control	240	284	263	220	207	237	253	-	-	-	-	-	-
Control	229	253	252	271	218	251	207	264	203	150	137	182	205
Control	234	216	217	281	243	190	224	227	264	150	123	198	232
Control	251	257	270	219	251	251	245	209	265	183	171	218	262
Control	227	217	254	223	219	223	231	251	203	219	168	192	239
Quemado T ₀	-	-	459	313	419	358	244	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	338	378	452	375	251	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	334	334	409	408	275	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	363	308	430	384	268	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	334	363	390	366	234	235	271	197	181	228	229
Quemado T ₀	-	-	305	330	383	462	288	217	319	192	128	181	223
Quemado T ₀	-	-	364	312	421	361	224	325	241	169	179	235	196
Quemado T ₀	-	-	334	312	451	390	306	263	322	250	192	230	200
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	1323	1161	605	500	337	327
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	874	1021	535	535	374	210
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	1249	1112	414	290	238	234
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	970	773	418	417	251	202
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	1920	1174	688	709	289	291
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	1659	895	896	641	357	268
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	1653	818	713	543	387	265
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	1512	1334	745	617	588	276

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.35. SODIO (g/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	0.023	0.034	0.028	0.029	0.020	0.036	0.009	-	-	-	-	-	-
Control	0.034	0.023	0.030	0.027	0.020	0.054	0.015	-	-	-	-	-	-
Control	0.052	0.026	0.022	0.034	0.015	0.043	0.013	-	-	-	-	-	-
Control	0.022	0.025	0.030	0.021	0.023	0.032	0.014	-	-	-	-	-	-
Control	0.021	0.074	0.019	0.032	0.030	0.022	0.012	0.060	0.075	0.057	0.014	0.034	0.033
Control	0.031	0.042	0.017	0.025	0.029	0.022	0.013	0.052	0.062	0.043	0.019	0.035	0.031
Control	0.020	0.031	0.020	0.026	0.022	0.021	0.014	0.035	0.047	0.076	0.013	0.033	0.035
Control	0.021	0.020	0.030	0.032	0.022	0.022	0.012	0.020	0.042	0.059	0.013	0.033	0.036
Quemado T ₀	-	-	0.031	0.089	0.093	0.052	0.029	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.022	0.086	0.067	0.040	0.019	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.020	0.089	0.061	0.055	0.017	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.015	0.082	0.061	0.067	0.018	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.018	0.086	0.089	0.054	0.030	0.070	0.089	0.049	0.019	0.041	0.049
Quemado T ₀	-	-	0.023	0.059	0.056	0.060	0.018	0.064	0.096	0.070	0.028	0.037	0.036
Quemado T ₀	-	-	0.027	0.089	0.093	0.054	0.013	0.061	0.048	0.051	0.031	0.038	0.029
Quemado T ₀	-	-	0.020	0.067	0.080	0.036	0.040	0.091	0.069	0.081	0.014	0.038	0.035
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.274	0.166	0.160	0.133	0.108	0.086
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.187	0.240	0.140	0.139	0.078	0.060
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.295	0.143	0.126	0.089	0.062	0.042
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.199	0.234	0.130	0.127	0.069	0.055
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.381	0.191	0.148	0.133	0.101	0.072
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.246	0.170	0.168	0.149	0.120	0.065
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.234	0.178	0.217	0.157	0.088	0.077
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.246	0.311	0.171	0.197	0.100	0.061

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.36. POTASIO (g/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	0.254	0.181	0.253	0.252	0.242	0.326	0.196	-	-	-	-	-	-
Control	0.303	0.279	0.352	0.302	0.232	0.358	0.264	-	-	-	-	-	-
Control	0.222	0.228	0.203	0.352	0.304	0.246	0.358	-	-	-	-	-	-
Control	0.217	0.360	0.224	0.195	0.192	0.275	0.320	-	-	-	-	-	-
Control	0.302	0.258	0.184	0.254	0.202	0.253	0.256	0.266	0.320	0.302	0.267	0.235	0.274
Control	0.264	0.325	0.372	0.273	0.272	0.202	0.232	0.262	0.256	0.329	0.241	0.257	0.291
Control	0.278	0.203	0.232	0.212	0.254	0.214	0.303	0.243	0.392	0.425	0.253	0.330	0.350
Control	0.283	0.201	0.305	0.264	0.262	0.235	0.202	0.396	0.399	0.452	0.361	0.278	0.315
Quemado T ₀	-	-	0.680	0.332	0.330	0.392	0.162	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.851	0.356	0.380	0.352	0.214	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.235	0.328	0.212	0.230	0.240	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.299	0.364	0.205	0.301	0.408	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.242	0.292	0.295	0.285	0.269	0.208	0.259	0.211	0.217	0.226	0.204
Quemado T ₀	-	-	0.240	0.329	0.374	0.302	0.395	0.144	0.291	0.356	0.241	0.183	0.152
Quemado T ₀	-	-	0.272	0.370	0.362	0.351	0.280	0.323	0.200	0.211	0.302	0.327	0.206
Quemado T ₀	-	-	0.203	0.335	0.322	0.302	0.282	0.249	0.395	0.344	0.296	0.296	0.211
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.552	0.667	0.388	0.388	0.378	0.230
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.384	0.347	0.361	0.440	0.344	0.250
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.644	0.460	0.465	0.396	0.238	0.383
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.448	0.344	0.374	0.484	0.274	0.303
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.836	0.499	0.544	0.669	0.520	0.479
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.834	0.552	0.672	0.694	0.694	0.466
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.622	0.430	0.514	0.662	0.641	0.337
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.637	0.684	0.480	0.640	0.619	0.304

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.37. CALCIO (g/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	6.30	6.57	6.50	6.61	6.30	6.01	5.16	-	-	-	-	-	-
Control	7.20	7.85	6.37	6.51	5.94	6.07	5.44	-	-	-	-	-	-
Control	6.43	6.36	7.04	7.01	6.81	6.27	5.74	-	-	-	-	-	-
Control	6.31	8.12	7.51	7.20	6.00	5.16	5.80	-	-	-	-	-	-
Control	6.07	8.46	8.23	6.70	6.60	6.60	5.31	4.67	5.41	4.73	4.72	4.31	4.60
Control	6.52	6.64	6.04	6.90	5.98	6.02	5.19	4.46	4.56	4.41	4.96	4.28	4.69
Control	6.41	6.97	5.99	7.25	5.50	6.90	5.23	4.21	5.02	5.22	5.71	4.84	5.01
Control	6.41	5.89	7.04	7.03	5.14	5.30	5.60	4.83	4.89	4.86	5.10	4.75	4.81
Quemado T ₀	-	-	7.56	6.61	7.70	8.27	6.49	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	6.18	6.61	6.46	8.32	5.96	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	5.17	6.81	6.33	8.02	5.73	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	5.86	5.91	6.51	9.00	6.16	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	6.93	6.01	6.59	7.96	6.16	5.02	5.45	5.40	6.01	6.46	4.91
Quemado T ₀	-	-	5.26	6.93	6.56	7.73	5.77	5.45	5.61	5.33	5.95	6.25	5.05
Quemado T ₀	-	-	6.61	6.96	6.26	7.34	6.07	5.16	5.59	4.56	5.65	6.15	4.50
Quemado T ₀	-	-	7.06	6.08	7.26	7.66	6.40	4.67	5.53	4.68	5.65	5.63	5.28
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.28	6.45	5.40	5.76	6.52	5.61
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	5.48	5.61	5.40	6.17	6.66	5.39
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	6.31	5.53	5.14	5.65	6.40	5.13
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	5.24	5.93	5.32	5.83	6.26	5.63
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	6.41	5.21	5.82	5.56	5.38	5.80
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	5.57	5.71	5.28	5.59	5.92	5.28
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	5.15	5.45	5.58	5.85	6.21	5.38
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	5.80	6.03	5.59	6.54	5.61	5.92

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.38. MAGNESIO (g/kg). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	0.215	0.226	0.202	0.202	0.202	0.219	0.117	-	-	-	-	-	-
Control	0.232	0.233	0.253	0.232	0.252	0.197	0.137	-	-	-	-	-	-
Control	0.304	0.233	0.264	0.212	0.231	0.165	0.179	-	-	-	-	-	-
Control	0.194	0.310	0.198	0.192	0.221	0.132	0.160	-	-	-	-	-	-
Control	0.182	0.266	0.302	0.182	0.181	0.152	0.156	0.221	0.347	0.192	0.151	0.155	0.174
Control	0.272	0.218	0.264	0.224	0.189	0.172	0.143	0.221	0.263	0.129	0.113	0.184	0.128
Control	0.208	0.283	0.241	0.252	0.192	0.122	0.121	0.221	0.305	0.134	0.211	0.241	0.203
Control	0.198	0.166	0.229	0.243	0.202	0.152	0.164	0.263	0.305	0.156	0.153	0.197	0.136
Quemado T ₀	-	-	0.350	0.374	0.337	0.286	0.248	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.189	0.212	0.226	0.241	0.292	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.397	0.319	0.256	0.352	0.220	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.155	0.289	0.275	0.352	0.271	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	0.195	0.271	0.263	0.310	0.308	0.305	0.305	0.226	0.214	0.243	0.225
Quemado T ₀	-	-	0.241	0.251	0.278	0.254	0.279	0.305	0.305	0.296	0.189	0.233	0.201
Quemado T ₀	-	-	0.327	0.286	0.234	0.304	0.285	0.305	0.347	0.257	0.359	0.282	0.225
Quemado T ₀	-	-	0.188	0.226	0.212	0.294	0.321	0.388	0.331	0.315	0.261	0.254	0.263
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.389	0.495	0.319	0.271	0.273	0.248
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.305	0.431	0.263	0.356	0.254	0.280
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.473	0.431	0.306	0.279	0.293	0.254
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	0.347	0.409	0.278	0.266	0.272	0.284
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.598	0.515	0.383	0.263	0.375	0.324
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.724	0.557	0.431	0.367	0.267	0.339
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.347	0.473	0.361	0.476	0.340	0.290
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	0.389	0.515	0.345	0.462	0.374	0.311

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

TABLA 7.1.39. AGREGADOS ESTABLES (%). PARCELA EXPERIMENTAL DE AITANA

Muestra	Día												
	0	102	104	124	144	207	228	251	279	304	339	402	456
Control	80	80	81	89	80	95	91	-	-	-	-	-	-
Control	84	87	85	87	79	91	93	-	-	-	-	-	-
Control	85	89	79	90	85	93	94	-	-	-	-	-	-
Control	79	92	87	81	83	90	92	-	-	-	-	-	-
Control	83	86	84	86	82	95	91	86	90	92	80	63	51
Control	84	88	90	86	82	92	92	90	87	87	82	75	64
Control	89	84	91	83	84	90	89	88	94	85	80	76	72
Control	86	83	82	89	80	89	92	92	92	88	80	69	58
Quemado T ₀	-	-	83	82	63	96	91	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	75	82	80	97	84	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	77	87	80	86	92	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	74	80	63	93	89	-	-	-	-	-	-
Quemado T ₀	-	-	89	76	78	90	94	86	90	81	81	80	63
Quemado T ₀	-	-	88	86	72	83	89	92	86	79	85	78	81
Quemado T ₀	-	-	79	86	77	84	89	91	93	91	75	73	70
Quemado T ₀	-	-	89	82	67	88	93	89	88	90	91	86	62
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	91	95	85	83	78	67
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	89	94	88	88	69	65
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	92	94	93	85	87	63
Quemado T ₃	-	-	-	-	-	-	-	94	92	93	85	94	71
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	88	91	92	78	70	84
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	86	88	95	78	66	64
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	86	87	93	86	89	65
Quemado T ₅	-	-	-	-	-	-	-	87	92	91	90	80	72

Nota: Día del **Incendio** (24/03/98 - Día 103). Día de la aplicación del **Compost** (28/07/98 - Día 229).

VII.2.- APÉNDICE II: MÉTODOS ANALÍTICOS.

VII.2.1.- TEXTURA.

a) Método del densímetro: Esta determinación se realiza con un densímetro tipo Bouyoucos, basándose en que la densidad de una suspensión depende de la cantidad suspendida, pudiendo evaluar la variación de dicha densidad con el tiempo y relacionarla con la velocidad de deposición y tamaño de las partículas suspendidas.

Para ello se pesan 50 g de suelo seco y tamizado a 2 mm de luz de malla. Se coloca en una batidora añadiendo 10 mL de disolución de hexametáfosfato sódico y agua desmineralizada (aproximadamente 500 mL), batiendo durante 5 minutos. Posteriormente el contenido se vierte en una probeta de 1 litro procurando arrastrar todas las partículas y se completa el volumen de la probeta con agua.

Se tapa la probeta y se agita manualmente durante un minuto con el fin de homogeneizar la suspensión. Tras la agitación, se toma la primera medida (c) a los 40 segundos con el densímetro, y al mismo tiempo anotamos la temperatura de la dispersión (t). Al cabo de dos horas se realiza otra medida (c') y anotamos también la temperatura (t').

A partir de estas medidas podemos calcular el porcentaje de arena, limo y arcilla, realizando el ajuste a 20 °C que es la temperatura de contraste del hidrómetro Bouyoucos, siendo 0.36 el factor de corrección por grado de diferencia de temperatura.

Calculamos:

$$x = (c + (t - 20) \times 0.36 / 50) \times 100 = \text{Porcentaje de limo y arcilla.}$$

$$y = (c' + (t' - 20) \times 0.36 / 50) \times 100 = \text{Porcentaje de arcilla.}$$

$$\text{Porcentaje de arena} = 100 - x$$

$$\text{Porcentaje de limo} = x - y$$

b) Método de la pipeta de Robinson: Cuando se deja sedimentar una suspensión de suelo, todas las partículas que tienen un diámetro medio superior a 20 μ y que se encuentran, al comienzo de la sedimentación, en la capa superior de 10 cm, pasan a capas inferiores en cuatro minutos y cuarenta y ocho segundos, a 20°C, quedando en suspensión en dicha capa superior, al cabo de ese tiempo, únicamente el limo y la arcilla. Por otra parte, las partículas de tamaño medio superior a 2 μ , de dicha capa superior, pasan a capas inferiores en el transcurso de ocho horas a partir del comienzo de la sedimentación.

Por ello, puede conocerse el contenido de arena, limo y arcilla de un suelo, dejando sedimentar durante esos tiempos una suspensión del mismo y determinando la cantidad de limo y arcilla contenidas en la suspensión, o en partes alícuotas de la misma, tomadas con una pipeta.

La forma y dimensiones de la pipeta utilizada han sido normalizadas, para que los resultados obtenidos en el análisis tengan la necesaria validez universal.

Antes de esta determinación hay que dispersar los agregados de partículas. Además, para mantener las partículas en suspensión es necesario, previamente, destruir la materia orgánica del suelo y evitar la floculación de la arcilla, añadiendo hexametáfosfato sódico y elevando el pH.

Material:

- Una pipeta de Robinson.
- Una cápsula de porcelana de 8 cm de diámetro.
- Un vaso de 800 ml, de forma alta, calentable.
- Un mechero de gas.
- Un trípode.
- Una rejilla.
- Una varilla de vidrio.
- Un frasco de 1 litro, de forma alta y boca ancha.
- Un tamiz de 0.2 mm.
- Una probeta de 1000 mL.
- Un embudo de 8 cm de diámetro.
- Un soporte de 75 cm.
- Dos pinzas de bureta.
- Una probeta de 100 mL.
- Un baño María.
- Una pipeta de 10 mL.
- Un agitador rotatorio.
- Un frasco lavador.
- Un desecador.
- Una estufa de 105 °C.
- Una pipeta de 20 mL.
- Un vaso de 600 ml, forma alta.
- Un agitador de varilla.

Reactivos:

- Agua oxigenada, 30 %.
- Calgón (Solución dispersante): hexametáfosfato sódico y carbonato sódico.

Procedimiento:

1.- Se pesan 20 g de suelo tamizado (2 mm) en una cápsula tarada; se colocan en una estufa a 105°C durante cuatro horas, se vuelve a pesar y la diferencia será la pérdida por desecación.

2.- Se pasa la muestra a un vaso de precipitados de 800 mL, de forma alta, y se agregan 60 mL de agua oxigenada de 30 volúmenes; se deja cinco minutos para que actúe en frío el agua oxigenada, calentando a continuación al baño María, y agitando frecuentemente para que no salga espuma. Cuando disminuye la intensidad de la reacción se va agregando, nuevamente, agua oxigenada (40 mL). Cada vez que se agrega agua oxigenada se evapora a sequedad, en el baño María, hasta eliminarla totalmente.

3.- Una vez destruida la materia orgánica se pasa el contenido del vaso a un frasco de un litro de boca ancha, arrastrando las partículas con agua destilada y procurando emplear unos 600-700 mL. Se añaden 10 mL de solución dispersante, se pone el frasco en un agitador rotatorio y se agita durante 8 horas.

4.- Terminada la agitación, se pasa el contenido del frasco por un tamiz de 0.2 mm de abertura de malla, colocado sobre un embudo, de forma que el líquido se recoja sobre una probeta de 1 litro.

5.- Se arrastran, cuantitativamente, hacia el tamiz, las partículas de suelo adheridas al frasco de 1 litro, mediante un chorro de agua caliente procedente de un frasco lavador.

6.- Se lava bien el residuo que queda en el tamiz, con agua destilada hasta tener en la probeta un volumen de líquido de 700-800 mL y se diluye la suspensión, con agua destilada hasta un litro.

7.- El residuo que queda en el tamiz es arena gruesa, la cual se pasa a una cápsula tarada y se deseca, en la estufa, a 105°C durante dos o tres horas, se pesa, y este peso, referido a la muestra desecado, nos da el tanto por ciento de arena gruesa.

8.- El líquido que ha pasado a la probeta de un litro se agita durante un minuto y se deja en reposo durante 4 minutos y 48 segundos. La agitación se realiza con un agitador formado por una varilla de 50 cm de longitud, en uno de cuyos extremos lleva sujeto, mediante un remache un disco metálico perforado de 5 cm de diámetro.

9.- A los 4 minutos y 28 segundos (o sea, 20 segundos antes de finalizar el tiempo antes indicado) se introduce la pipeta de Robinson de 20 mL, con la llave cerrada de forma que la punta de la pipeta quede 10 cm por debajo de la superficie del líquido.

10.- A los 20 segundos se abre la llave de la pipeta de forma que comunique los canales de succión, se succiona hasta que el líquido rebasa el nivel, situado unos 3 cm por encima de la llave de la pipeta y se vuelve a cerrar ésta.

11.- Se saca la pipeta de la suspensión, se coloca debajo de ella una cápsula de porcelana tarada, se gira la llave de forma que se pueda recoger el líquido en la cápsula. De esta forma se vierten 20 mL.

12.- Se lava la pipeta con unos 10-20 mL de agua destilada, recogiendo el líquido de lavado en la misma cápsula.

13.- Se coloca la cápsula en un baño de agua caliente y se lleva hasta casi sequedad, completando la desecación en una estufa a 105°C.

14.- Se saca la cápsula de la estufa, se deja enfriar en desecador y se pesa. Este peso corresponde a la cantidad de limo más arcilla, contenidos en los 20 mL de suspensión, tomados con la pipeta. A partir de la misma se puede deducir el peso total de limo más arcilla disperso en un litro de suspensión, o sea, en el peso de suelo tomado para este análisis (20g).

15.- Se agita, durante un minuto la suspensión del suelo contenida en la probeta de 1 litro y se deja sedimentar, durante ocho horas, al cabo de las cuales se introduce, en la misma, la pipeta de Robinson, hasta 10 cm de profundidad; se toman 20 mL de la suspensión y se vierte este líquido sobre una cápsula; se lava la pipeta, recogiendo en la cápsula el líquido procedente del lavado; se evapora, en un baño de agua caliente, todo el líquido de la cápsula y se deseca el residuo, en la estufa, a 105°C, durante tres horas pesándolo después de enfriarlo en desecador. Este peso será la cantidad de arcilla existente en los 20 mL y, calculando la correspondiente al volumen total, nos dará la cantidad de arcilla en los 20 g de muestra.

16.- Por diferencia entre el peso de limo más arcilla y el de la arcilla, se determina el limo.

17.- El líquido que queda en la probeta se decanta y el sedimento se pasa a un vaso de precipitados de unos 600 mL, de forma alta, que se llena de agua hasta una altura de 10 cm, agitando nuevamente. Se deja en reposo 4 minutos y 48 segundos, pasados los cuales se decanta el líquido turbio, y se vuelve a llenar el vaso de agua, continuando el lavado del mismo modo, hasta que el líquido que se decanta tenga una apariencia de agua potable. El residuo se recoge en una cápsula, se deseca y se pesa; a partir de este peso se determina el tanto por ciento de arena fina.

VII.2.2.- DETERMINACIÓN DE AGREGADOS ESTABLES.

Los métodos de producción de lluvia artificial para medir la estabilidad de los agregados del suelo, tratan de reproducir condiciones naturales de esta lluvia. Pero es evidente que esta aproximación a condiciones naturales es siempre muy lejana a la realidad y en todo caso la gran variabilidad de condiciones naturales hace indispensable un dispositivo capaz de abarcar tales variaciones.

Es preciso conocer, por tanto, algunos de los simuladores de lluvia que hay en la bibliografía. *Zanchi (1979)* hace una revisión bibliográfica sobre el tema y presenta diversos modelos para campo y laboratorio. *Sanroque et al. (1984)* diseñaron un simulador de lluvia de laboratorio en el que incluso se tienen en cuenta no solo el tamaño de gotas, altura y velocidad de caída de las mismas sino los movimientos impuestos a estas por las corrientes de aire. *Benito et al. (1986)* diseñaron un simulador de laboratorio de gran utilidad, mediante el cual los efectos de la lluvia pueden relacionarse con la energía de dicha lluvia.

El método estándar utilizado por nosotros es evidentemente una simplificación y está diseñado para condiciones de lluvia sin demasiadas posibilidades de variación. El equipo permite su calibración para conocer la energía de la lluvia producida.

El método se basa en el hecho de que en condiciones estándar, la disgregación producida en el suelo es proporcional a la energía cinética de la lluvia recibida.

Los métodos basados en la energía disruptiva de gotas de agua se han desarrollado principalmente en estudios sobre la erosión y degradación de los suelos. En este caso, y dado que la energía de las lluvias torrenciales es una de las causas más generales de erosión, se ha considerado este tipo de medida como muy adecuada. No obstante, no siempre las medidas van encaminadas a un estudio sobre la erosión. *Griffiths & Jones (1965)* describen un procedimiento basado en suministrar una serie de gotas de agua sobre un agregado hasta conseguir su ruptura. La altura, el tamaño y el número de gotas define la energía necesaria para la ruptura del agregado. El mismo fundamento se ha aplicado posteriormente (*Imeson & Vis, 1984*).

Los procedimientos basados en la llamada “lluvia artificial” se han desarrollado modernamente de modo más general. *Epema & Riezebos (1984)* han estudiado la dinámica de las gotas de agua, según la altura, en relación con la velocidad y la energía de dichas gotas. En base a estos trabajos, se han diseñado simuladores de lluvia para uso en el campo (*Marston, 1982*) o en el laboratorio (*Benito et al. 1986*). Con ellos se puede llegar a medir la proporción de suelo en agregados de un tamaño superior al establecido, que queda estable después de una lluvia cuyas características en cuanto a cantidad, intensidad y energía sea conocida.

Se parte de agregados del suelo que ha sido tamizado entre 0.2 y 4 mm y se consideran estables aquellos que quedan mayores de 0.2 mm después de sufrir los impactos de una lluvia con energía conocida de 270 J/m^2 (previamente calibrado el equipo), (*Roldan et al. 1994*).

Equipo de análisis:

- Tamiz de 0.2 mm de malla y de 7.5 cm de diámetro.
- Vasija cilíndrica de 6.6 cm de diámetro interior, abierta por la parte superior y cuyo fondo tiene 11 orificios distribuidos regularmente, en los que se insertan puntas de pipeta de 0.1 mL. La vasija es transparente de modo que se pueda ver el nivel de agua en su movimiento entre las dos señales que se establecen para una cabida de 150 mL, a alturas de 2.5 y 7 cm sobre el fondo de la vasija.

Método:

Se pesan 4 ± 0.01 g de agregados de suelo (se corresponde con la fracción del suelo comprendida entre 0.2 y 4 mm de luz de tamiz). Se colocan y extienden uniformemente sobre el tamiz de 0.2 mm, seco. Se humedece con agua destilada mediante pulverización. Al cabo de 10 minutos se coloca el tamiz en el embudo, bajo una lluvia de 150 mL, llenando el recipiente superior con agua destilada y procurando que todos los orificios goteen. Cuando el nivel de agua alcanza la señal superior del recipiente, se coloca el tamiz bajo la lluvia y se quita cuando el nivel de agua alcanza la señal inferior.

El suelo que queda en el tamiz se pasa, mediante chorro de agua destilada, a una cápsula de porcelana previamente tarada (T). Se seca a 105°C . Se enfría y se pesa (A). Se humedece el contenido de la cápsula, se deja 2 horas, y se vuelve a pasar por el tamiz de 0.2 mm, esta vez ayudándose de una varilla y chorro de agua. Las partículas de arena y orgánicas que quedan sobre el tamiz, se pasan de nuevo a la cápsula, se secan y se pesan (B).

El resultado se expresa como el porcentaje de agregados estables a la lluvia, respecto a los agregados totales del suelo, entre 0.2 y 4 mm.

$$\text{Agregados estables (\%)} = ((A - B) \times 100) / (4 - B + T)$$

VII.2.3.- DETERMINACIÓN DE CARBONATOS TOTALES Y CALIZA ACTIVA.

Los carbonatos y la caliza activa se establecieron por la reacción de éstos con ácido clorhídrico en un dispositivo cerrado y medida del volumen de CO_2 desprendido, mediante un calcímetro tipo Bernard, pues en condiciones de presión y temperatura constantes, el volumen de gas producido es proporcional al contenido calizo del suelo.

Para los carbonatos se pesan 0.2 g de suelo (P) en erlenmeyers apropiados para el calcímetro, que disponen de un tubo central en el que se coloca un volumen de HCl (1:1). Se coloca el erlenmeyer en el calcímetro ajustando el cero de la columna de medida del mismo. Agitando suavemente se pone en contacto el ácido con el suelo y se va descendiendo la rama móvil del calcímetro para mantener el nivel de líquido igual en las dos ramas. En estado estacionario anotamos la medida (L).

El mismo proceso se realiza para el blanco, es decir, para 0.1 g de CaCO_3 (P') y se anota la nueva medida (L'). Aplicando la siguiente expresión calculamos el porcentaje de carbonatos totales (carbonato cálcico equivalente) del suelo:

$$\% \text{CaCO}_3 \text{ equivalente} = 100 \times \frac{L \times P'}{L' \times P}$$

Para la caliza activa se pesa 1 g de suelo y añadimos 25 mL de oxalato amónico 0.2 N en relación 1: 100 (p/v), agitando durante 2 horas. Al cabo de este tiempo se deja reposar o se centrifuga y recogemos 5 mL del extracto que se coloca en un erlenmeyer con tubo interior, siguiendo el procedimiento descrito para los carbonatos. En general la caliza activa suele expresarse en tanto por mil:

$$\text{Caliza Activa (o/oo)} = \frac{1000 \times L \times P'}{L' \times P}$$

VII.2.4.- DETERMINACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA OXIDABLE.

La materia o carbono orgánico oxidable del suelo, se puede hallar de distintas formas:

- a) Como compuestos inorgánicos (carbonatos, CO₂, etc.).
- b) Como compuestos orgánicos, restos de plantas y animales más o menos transformados, y los productos derivados de ellos, que constituyen el humus.
- c) En forma elemental (carbón, grafito, etc.).

El conjunto de todas las formas bajo las que se presenta el carbono representan el carbono total del suelo. No obstante, el análisis que se suele realizar se refiere únicamente a la fracción oxidable. La importancia de este carbono viene dada por su influencia directa e indirecta en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo como color, estructura, capacidad de retención de agua, capacidad de intercambio iónico, disponibilidad de nitrógeno, fósforo y azufre, pH, control de la flora microbiana, susceptibilidad a la erosión, poder conocer la relación C/N que da una idea de la velocidad de mineralización de la materia orgánica, y por tanto de la actividad de los microorganismos del suelo; además, permite aplicar determinados criterios taxonómicos, etc.

Para determinar la materia orgánica oxidable, pesamos 1 g de suelo en un matraz erlenmeyer y añadimos 10 mL de dicromato potásico 1 N. Transcurridos 20 minutos se añaden 20 mL de ácido sulfúrico concentrado, dejando de nuevo la mezcla en reposo 30 minutos. Pasado este tiempo se adicionan 200 mL de agua desmineralizada, se deja enfriar y se agregan 10mL de ácido ortofosfórico concentrado. Se añaden a la mezcla unas gotas del indicador difenilamina y se valora con sal de Mohr (sulfato ferroso amónico).

Los cálculos para obtener el porcentaje de materia orgánica oxidable son:

$$\% \text{ M.O.} = \frac{(V_b - V_m) \times N \times f \times 0.39 \times 1.74}{P_m}$$

donde:

V_b = Volumen de sal de Mohr gastado en el ensayo del blanco.

V_m = Volumen de sal de Mohr gastado con la muestra.

N = Normalidad de la sal de Mohr = 0.5

$f = \frac{\text{Volumen de sal de Mohr que debería gastar el blanco}}{\text{Volumen de sal de Mohr que gasta realmente el blanco}} = \frac{20}{V_b}$

P_m = Peso en gramos de la muestra.

VII.2.5.- DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO KJELDAHL.

Se utiliza el método Kjeldahl para determinar el nitrógeno orgánico y amoniacal. El método se basa en una digestión, por vía húmeda en medio sulfúrico, de la muestra, para mineralizar el nitrógeno orgánico a ión amonio. Posteriormente se realiza la destilación del ión en medio alcalino, factorándose a continuación con ácido clorhídrico de normalidad conocida.

Para ello se pesa 1 g de suelo, se añaden 10 mL de ácido sulfúrico concentrado y una cantidad en peso equivalente de mezcla catalizadora (compuesta de 60 g de Se metal, 75 g de CuSO_4 y 865 g de K_2SO_4 para 1 kg de catalizador).

Se somete a digestión a 420 °C durante 90 minutos en bloque digestor con refrigeración a vacío. Después se deja enfriar 15 minutos fuera del digestor y se añade con cuidado 80 mL de agua desionizada. En el destilador se dosifican 50 mL de NaOH 35% y se destila, recogiendo de 125 a 150 mL sobre 25 mL de disolución ácida débil de H_3BO_3 4% que contiene indicador mixto ácido-base (rojo de metilo y verde de bromocresol). La valoración se realiza con HCl 0.1 N factorado con microbureta digital. El porcentaje de N en la muestra se calcula aplicando la expresión:

$$\% \text{ Nitrógeno orgánico y amoniacal} = V \times N \times 1.4$$

Donde V es el volumen de HCl gastado y N su normalidad.

VII.2.6.- DETERMINACIÓN DE NITRATOS.

Los nitratos del suelo han sido determinados tras su extracción con una solución saturada de sulfato de calcio y posterior lectura en ultravioleta (*Sempere et al., 1993*).

Se pesaban 10 gramos de suelo y se añadían 30 mL de la solución saturada de sulfato cálcico. Después de 20 minutos de agitación se filtraba, puesto que por la presencia de cenizas no se podía centrifugar, pese a que en la publicación del método se advierte de la posible contaminación por el papel de filtro (*Sparrow & Masiak, 1987*). Para ello se procedía a hacer un blanco para conocer si se producía contaminación o no, y en su caso restar el aporte del papel, cosa que no ocurrió.

El extracto obtenido se mide en espectrofotómetro en el UV mediante un barrido entre las longitudes de onda 190 y 280 nm. El método utiliza la segunda derivada (*Simal et al., 1985*).

La altura del último pico (en los alrededores de 230 nm) antes de la recuperación de la línea base es la utilizada en la determinación. Después se procede a determinar el valor por comparación con una recta de calibrado.

La recta de calibración se realiza utilizando la disolución de 100 ppm de nitrato para la elaboración de patrones de 5, 10, 15, 20, 25 y 40 ppm de NO_3^- .

VII.2.7.- DETERMINACIÓN DE AMONIO.

La determinación del amonio en un suelo se realiza mediante la extracción del mismo con KCl 2M y se basa en la formación de azul de indofenol por reacción de los iones amonio tratados con una disolución de NaClO y fenol, en presencia de nitroprusiato que actúa como catalizador (*Keeney & Nelson, 1982*).

La extracción del suelo con KCl 2M se debe de realizar con una relación 1/10 (p/V). Después se toman 3 mL de la muestra y se le adicionan 1 mL de EDTA (6 g / 100 mL), 2 mL de fenilnitroprusiato (7 g fenol + 34 mL de nitroprusiato sódico / 100 mL) y 4 mL de NaClO 5% adicionando agua destilada hasta 25 mL de volumen final. También se puede hacer más concentrado, con 5 mL de muestra y menos cantidad de agua destilada. Ello dependerá de la cantidad de amonio que tenga el suelo, y deberá dar un resultado fiable dentro del rango de concentraciones de la recta patrón. La recta estará formada por los 7 mL de los 3 reactivos, 3 mL de KCl 2M, 10 mL de agua destilada y 5 mL de la recta patrón de la siguiente tabla:

Tabla 7.2.7.- Elaboración de la recta patrón.

ppm	H ₂ O	PATRÓN (10 ppm)
0	5	0
1	4.5	0.5
2	4	1
4	3	2
6	2	3
8	1	4
10	0	5

Una vez que se añaden los reactivos se deja que desarrolle color durante 1 hora. Después se mide la absorbancia a 636 nm.

VII.2.8.- DETERMINACIÓN DE SODIO, POTASIO, CALCIO Y MAGNESIO.

Se toman 2 g de suelo y se agitan durante media hora con 20 mL de acetato amónico 1 N ajustado a pH 7. Se filtra y se mide por espectrofotometría de emisión atómica K y Na, y en absorción atómica Ca y Mg en las condiciones que se indican:

Tabla 7.2.8.1.-Condiciones de medida por elemento en AAS.

ELEMENTO	TÉCNICA	L. ONDA (nm)	INTENSIDAD (mA)	LLAMA (COMPOSICIÓN)	RENDIJA (nm)
K	emisión	766.5	-	aire/acetileno	0.5
Na	emisión	589.0	-	aire/acetileno	0.5
Ca	absorción	422.7	6	nitroso/acetileno	0.5
Mg	absorción	285.2	4	nitroso/acetileno	0.5

Los resultados se obtienen a partir de una recta de calibrado preparada para cada elemento procedente de patrones que se encuentran en condiciones similares a las de las muestras problema.

VII.2.9.- DETERMINACIÓN DE FÓSFORO.

Se parte de 1 g de suelo que se pone en agitación durante 5 minutos con 25 mL de disolución extractora (de composición 0.1 g de CaCO₃, 0.088 g de MgCO₃, 0.5 mL de H₂SO₄ del 20%, 2.45 mL de ácido acético del 98 %, todo ello para un volumen de disolución acuosa de 1 litro quedando el pH entre 3.2-3.3).

Se filtra y se toman 4 mL del líquido filtrado. A éstos se le añade 4 mL de reactivo recién preparado, partiendo de las disoluciones de molibdato amónico 2.5 %, ácido ascórbico

10 %, ácido sulfúrico 6 M y agua desionizada en relaciones volumétricas 1:1:1:2 respectivamente. Se mantiene durante hora y media en baño a 45 °C. Se deja enfriar 10 minutos y se mide colorimétricamente a 825 nm.

Los resultados de las muestras se obtienen a partir de una recta de calibrado, preparada en condiciones similares a las de las muestras a determinar, a partir de una disolución patrón de fósforo en forma fosfato, con un rango de concentración de 0 a 4 ppm.

VII.2.10.- DETERMINACIONES MICROBIOLÓGICAS.

El método más extendido para obtener recuentos de microorganismos en el suelo está basado en la siembra de diluciones de la muestra objeto de estudio, en medios de cultivo contenidos en placas Petri. Los microorganismos proliferan y dan lugar a colonias que pueden ser reconocidas individualmente. Aunque el método no está exento de inconvenientes debido al desconocimiento de los requisitos nutritivos para gran parte de los microorganismos del suelo, sigue utilizándose en todo tipo de estudios (*Wollun, 1982; Olsen & Bakken, 1987; Parkinson & Coleman, 1991*).

a) RECuento DE BACTERIAS VIABLES.

La estima de la población de bacterias viables se determinó mediante siembra y recuento en placa con un medio de cultivo inédito (SEX, Torrella, comunicación personal) que se caracteriza por ser bajo en compuestos carbonados. El medio se esteriliza en autoclave a 121°C durante 21 minutos. Las muestras de suelo se siembran en fresco inmediatamente después de haber sido tomadas.

Composición del medio de cultivo:

- Peptona bacteriológica 1.15 g.
- Citrato sódico 0.15 g.
- Nitrato sódico 0.025 g.
- Ácido glutámico.
- Sulfato férrico heptahidratado 0.015 g.
- Sulfato magnésico heptahidratado 0.015 g.
- Cloruro potásico 0.015 g.
- Cloruro cálcico 0.015 g.
- Agar Oxoid nº 3, 11 g.
- Agua destilada hasta un litro.

Siembra:

Un gramo de suelo se incluye en 9 mL de agua corriente estéril, se homogeneiza por agitación y a partir de aquí se realiza una batería de diluciones seriadas hasta 10^{-6} .

Para la siembra se utilizaron alícuotas de 0.1 mL de las diluciones 1/1000, 1/10000 y 1/100000. Para cada dilución elegida se establecen 3 réplicas. Las placas se siembran de manera que la muestra quede lo más extendida y uniforme posible en la superficie de la misma, para ello se hace girar la placa de manera rotatoria a la vez que se extiende la muestra con asa de vidrio.

Recuento:

Los recuentos se llevan a cabo pasados 5 días. Por regla general se consideran las diluciones en las que aparezca un número de colonias comprendido entre 50 y 200. Los resultados se expresan como la media de las tres réplicas referidas a gramos de suelo en peso seco.

b) RECuento DE HONGOS VIABLES.

La estima de propágulos fúngicos viables se determinó mediante siembra y recuento en placa con Agar Rosa de Bengala suplementado con cloranfenicol (0.05%).

Para las siembras se utilizaron alícuotas de 0.1 ml. de las diluciones 1/100, 1/1000 y 1/10000 dependiendo de la dosis de aplicación de compost a partir de una batería de diluciones seriadas. Para cada dilución elegida se establecieron tres réplicas y los recuentos se llevaron a cabo pasados 5 días. Los resultados se expresan como media de las tres repeticiones referida a gramos de suelo en peso seco. Los procesos de siembra y recuento se realizan de igual modo al descrito para la estima de bacterias viables.

Composición del medio de cultivo:

- Peptona micológica 5g/L.
- Glucosa 10 g/L.
- Fosfato dipotásico 1 g/L.
- Sulfato magnésico 0.5 g/L.
- Rosa de Bengala 0.05 g/L.
- Agar 15.5 g/L.

Todo el proceso de siembras microbiológicas se realiza en cámara de flujo laminar.

c) DETERMINACIÓN DE BACTERIAS COLIFORMES TOTALES.

Para la determinación de bacterias coliformes totales en el compost se pesan 10 g de muestra en un vaso de precipitado y se añaden 90 mL de agua peptonada estéril. Se mantiene en agitación agitador magnético durante dos horas. Se toma 1 mL de la parte superior del contenido del vaso y se hace una batería de diluciones seriadas hasta 10^{-7} .

Siembra:

Como medio de cultivo específico para coliformes se utiliza Agar-VRB (*Mossel, 1962, 1963*) de Merck, con la siguiente composición:

- Peptona de carne 7.0 g/L.
- Extracto de Levadura 3.0 g/L.
- Cloruro Sódico 5.0 g/L.
- Lactosa 10.0 g/L.
- Rojo neutro 0.03 g/L.
- Mezcla de sales biliares 1.5 g/L.
- Violeta Cristal 0.002 g/L.
- Agar-agar 13.0 g/L.

Este medio de cultivo no se puede esterilizar en autoclave, por tanto se esteriliza a vapor efluente hasta 100° C, dejándose enfriar hasta una Tª entre 46° y 50° C. En este intervalo de Tª se procede a la siembra por vertido en placa. Es muy importante que la Tª del medio no sobrepase los 50° C, ya que a mayor temperatura correríamos el riesgo de matar las bacterias coliformes presentes en la muestra. Se siembra 3 placas por dilución sembrando en este caso 1 mL por placa de las diluciones 10⁻⁴, 10⁻⁵ y 10⁻⁶. Las placas sembradas se dejan enfriar, añadiendo entonces una pequeña capa de medio de cultivo a la misma, en el mismo intervalo de temperatura anterior. Las placas se cultivan a 37° C en un incubador.

Todo el material utilizado debe estar esterilizado en autoclave a 121°C durante 21 minutos.

Confirmación:

Al cabo de 24 horas aparecen colonias rojas, con halo de precipitación rojo que se consideran positivas. Pueden aparecer otro tipo de colonias incoloras que no se consideran coliformes. Para la confirmación de coliformes se aísla una colonia positiva y se siembra en tubo de ensayo con Caldo-Lactosa y Campana de Durham, se mantiene durante 24 horas a 37° C en incubador. Se considera confirmación positiva si al cabo de 24 horas hay viraje del medio de cultivo, de azul a amarillo y producción de gas en la campana de Durham. Otra de las colonias consideradas positivas en la placa se somete a la prueba de la oxidasa con tiras. Las bacterias coliformes en general son oxidasa positivas.

d) DETERMINACIÓN DEL CARBONO DE LA BIOMASA.

Las muestras frescas de suelo se llevan a un 60 % de la capacidad de retención hídrica del suelo (W.H.C.; Water Holding Capacity). Estas muestras se mantienen durante 8 días en incubación en oscuridad a temperatura y humedad constantes. Pasados los 8 días de incubación, la actividad microbiológica en estas condiciones es máxima y se pesan submuestras de 50 g. del suelo incubado. Unas submuestras se fumigan con cloroformo puro durante 24 horas y otras no. Después, se analiza el porcentaje de carbono orgánico en las

muestras fumigadas y en las no fumigadas mediante extracción con K_2SO_4 0.5 M durante una hora en agitación, usando una relación suelo-extractante 1:4 y posterior determinación por colorimetría con dicromato potásico en espectrofotómetro a 590 nm.

La determinación colorimétrica se hace tomando 4 mL de los extractos de sulfato potásico y se añaden 0.098 g de dicromato potásico y 4 mL de sulfúrico concentrado. Se preparan patrones de glucosa de 0, 50, 100, 200 y 500 ppm en las mismas condiciones anteriores. Tanto las muestras como los patrones se introducen en la mufla a 150 °C durante 15 minutos, se deja reposar una noche, se lleva a un volumen de 10 mL con agua destilada y se mide en el espectrofotómetro.

El carbono del extracto es entonces calculado a partir del [(CO_2 -C desarrollado en el suelo fumigado previamente en 8 días) - (CO_2 -C desarrollado en el suelo no fumigado en 8 días)].

El contenido del carbono del extracto es transformado en carbono de la biomasa mediante la fórmula:

$$C_{\text{biomasa}} = C_{\text{extracto}} \times 2.66$$

VII.2.11.- DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES.

Para la determinación de los metales totales en el compost, se ha utilizado el método de la mineralización por vía húmeda en HNO_3 y H_2O_2 , con utilización de radiación electrotermal (microondas).

Esta técnica preparativa es relativamente reciente pero ha tenido un alto grado de difusión en la comunidad científica debido a factores como la rapidez, seguridad, comodidad, menor peligro de contaminación y de pérdidas de muestra, además de presentar condiciones de laboratorio más reproducibles (*White & Douthit, 1985; Kalra et al., 1988*). Este tipo de mineralización está aceptada de forma general como una posible alternativa a las digestiones húmedas abiertas mediante superficie caliente (*Kobot et al., 1992*).

Básicamente la técnica consiste en una digestión ácida en recipientes cerrados a los que se somete a un campo electromagnético oscilatorio generado por un horno microondas. Los ácidos utilizados y las etapas de tiempo y potencia dentro de dicho horno son muy variables en función del tipo de material a digerir y de la bibliografía consultada.

A partir del digerido procedente de las diferentes mineralizaciones realizadas, se determinan todos los elementos metálicos mediante espectroscopía de emisión atómica mediante plasma de acoplamiento inducido (ICP).

El procedimiento es el siguiente:

Se pesa la muestra de suelo, de 0.4 a 0.5 ± 0.0005 g y se colocan en un vaso de teflón. Después se añaden 4 mL de HNO₃ concentrado y 1 mL de H₂O₂. Después de la digestión se enrasa en matraces aforados de 10 mL. En el caso del compost, el enrase se hizo en matraces de 25 mL.

Se configuró un programa de mineralización propuesto por *Moral et al. (1996)*. En la siguiente tabla podemos ver las características del programa.

Tabla 7.2.11.1- Condiciones en las que trabaja el microondas.

ETAPA	TIEMPO (s)	POTENCIA (W)
1	60	250
2	60	0
3	300	250
4	300	400
5	300	600
6	10 (Ventilación)	0

VII.2.12.- DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA DE UN SUELO (WATER HOLDING CAPACITY - W.H.C.).

Para determinar la capacidad de retención de agua, se pesan 50 g de suelo seco y tamizado y se colocan sobre un embudo que contenga un filtro previamente pesado. Se coloca el embudo con el filtro y la muestra de suelo sobre un matraz erlenmeyer y se riega la muestra de suelo con agua destilada hasta que percole bastante agua. Se tapa el embudo con parafilm y se deja 16 horas. Para saber el agua retenida por el filtro se coloca otro erlenmeyer con embudo y filtro mojado sin suelo.

Pasadas las 16 horas se pesa el suelo mojado junto con el filtro, así como el filtro húmedo que hemos utilizado como blanco. El filtro que contiene la muestra de suelo húmeda se mantiene durante 12 horas en estufa a 100 °C y transcurrido este tiempo se vuelve a pesar.

El cálculo de la capacidad de retención de agua (W.H.C.) es:

$$\% \text{ W.H.C.} = \frac{\text{Peso del agua retenida por el suelo}}{\text{Peso del suelo seco}} \times 100$$

Este parámetro es preciso calcularlo para poder determinar la actividad microbiológica del suelo en cuanto a biomasa de carbono (*ver método III.5.12f*).

VII.2.13.- DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO EN CLOROFILAS.

Se pesa un gramo de materia vegetal fresca y se trocea convenientemente en pequeños trozos de 2 o 3 mm². Se introduce en un homogeneizador y se añade un 20 % en peso de arena lavada y se adicionan 5 mL de acetona 80 %.

Se homogeneiza hasta obtener una pulpa vegetal. Posteriormente se filtra a vacío, añadiendo acetona al 80 % hasta que la pulpa quede totalmente incolora. Se enrasa a 25 mL.

Para realizar la medición espectrofotométrica se realiza una dilución 1/25, midiendo la absorbancia a dos longitudes de onda $\lambda = 663$ nm y $\lambda = 645$ nm.

La cuantificación se realiza al sustituir en las siguientes ecuaciones (*Arnon, 1949; Bruinsma, 1963*):

$$\text{Clorofila Total} = 8.02 A_{663} + 20.21 A_{645}$$

$$\text{Clorofila a} = 12.7 A_{663} - 2.69 A_{645}$$

$$\text{Clorofila b} = 22.9 A_{645} - 4.68 A_{663}$$

Los resultados de las ecuaciones se obtienen en mg clorofila/L extracto y posteriormente se expresan en mg clorofila/g materia fresca.