Acta Bot. Barc., 45 (Homenatge a Oriol de Bolòs): 603–632 Barcelona 1998

SOBRE ELS TRETS DISTINTIUS DELS SÒLS MEDITERRANIS

V.R. VALLEJO[1,3], J. CORTINA,[2] A. FERRAN[3],
J. FONS[1], J. ROMANYÀ[1] & I. SERRASOLSAS [4]

ABSTRACT

On the distinctive features of Mediterranean soils

Soil fertility components in Mediterranean soils are reviewed to discuss their possible common general features and the oligotrophy often attributed to these soils. Mediterranean soils tipology and N and P cycling show some similar overall trends owing to the common climatic characteristics, but also considerable differences especially related to the parent bedrock. Differences often attributed to the soils from the five Mediterranean regions of the world can be mostly explained from the above mentioned factors.

Soil organic matter and nitrogen cycling are especially active in the Mediterranean soils, in relation to the relatively high characteristic temperatures. P content and availability show considerable variation owing to differences in parent material and degree of soil weathering.

Wildfires always produce nutrient losses to the ecosystem that could require long periods of time to recover. However, the enhanced fertility commonly produced just after the fire allows an efficient short-term regeneration of the vegetation. The human impacts on the ecosystems such as fires and cultivation/abandonment, that have been especially relevant in the Mediterranean Basin for centuries, can introduce strong soil degradation in fragile areas.

Key words: Mediterranean, Fertility, Nutrients, Nitrogen, Phosphorus, Forest soils, Wildfire.

RESUM

En aquest article es revisen els components de la fertilitat dels sòls mediterranis i es discuteixen les seves característiques generals, així com la suposada oligotrofia que sovint se'ls ha atribuït. La tipologia d'aquests sòls i els cicles del N i P presenten alguns trets comuns que vénen determinats per trobar-se en un règim de clima mediterrani, tanmateix existeixen diferències remarcables que es relacionen, sobretot, amb el tipus de roca mare i que expliquen les diferències sovint atribuïdes als sòls de les cinc regions mediterrànies.

La matèria orgànica i el cicle del nitrogen són especialment actius en els sòls mediterranis, la qual cosa es relaciona amb temperatures característicament altes.

[1] Departament de Biologia Vegetal, Universitat de Barcelona. Diagonal, 645. E-08028 Barcelona.

[2] Departament d'Ecologia, Universitat d'Alacant. Apartat 99, E-03080 Alacant.

[3] CEAM, Parque Tecnológico c/4 sector oeste. E-46980 Paterna.

[4] Departament d'Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193 Bellaterra.

El contingut de P i la seva disponibilitat presenten una elevada variabilitat originada pels diferents tipus de substrat litològic i grau de meteorització.

Els incendis sempre comporten pèrdues netes de nutrients per al sistema i la seva recuperació pot requerir períodes llargs de temps. Tanmateix, immediatament després de l'incendi, acostuma a haver-hi un increment temporal de nutrients disponibles que permet una regeneració eficient de la vegetació durant un període curt de temps. En àreas fràgils de la Conca Mediterrània, sovint prèviament modificades antròpicament, el foc pot desencadenar una forta degradació dels sòls.

Introducció

En estudis sobre els ecosistemes mediterranis sovint sha postulat l'oligotrofia dels sòls naturals (SPECHT, 1981), generalment d'una forma un xic ambígua. La interpretació d'aquesta possible pobresa nutricional es complica amb l'existència de limitacions hídriques estacionals amb les quals es deu relacionar d'una forma poc lineal. D'altra banda, hi ha evidències d'elevada productivitat vegetal en sòls mediterranis conreats intensivament , com ara blat de moro a l'Aragó amb produccions annuals de l'ordre de 12 $Mg \cdot ha^{-1}$ (CEREZO, 1987), o plantacions forestals de creixement ràpid a Catalunya, de *Pinus radiata*, que segons les nostres dades poden arribar a donar produccions de 30-40 $Mg \cdot ha^{-1}$ per any, equivalents als llocs més productius del món per a aquesta espècie (classe de producció I).

Les cinc regions mediterrànies del món es defineixen per unes característiques climàtiques comunes (NAHAL, 1981). Els sòls, en conseqüència, també presenten trets comuns (ZINKE, 1973; BRADBURY, 1977). Tanmateix, el clima no és l'únic factor en la pedogènesi i, per tant, particularitats geològiques regionals, topogràfiques o, fins i tot, d'activitat antròpica poden introduir fortes diferències que posen en qüestió les generalitzacions precedents. A la Conca Mediterrània s'ha produït una pressió antròpica mil·lenària sobre el territori (LE HOUÉROU, 1981; NAVEH & LIEBERMAN, 1993): ús i modificació dels sòls, explotació intensa i extensa dels sistemes naturals, sobrepasturatge, focs, i darrerament abandó general de conreus amb recuperació relativa dels ecosistemes forestals. Aquesta antropització dels sòls forestals actuals ha estat menys important en les altres regions mediterrànies del món. En aquest sentit, els ecosistemes mediterranis es consideren més resilients que la majoria de sistemes no-mediterranis en resposta a pertorbacions com el foc o l'activitat minaire (FOX & FOX, 1986).

El 1981, DI CASTRI ressaltava el fet que el sòl era el compartiment més mal conegut dels ecosistemes mediterranis. Malgrat aquest fet, vàlid encara avui dia, aquest article pretén analitzar la informació disponible sobre la fertilitat dels sòls mediterranis, desglossant l'anàlisi en els seus principals components, per tal de discutir de manera específica les generalitzacions usades correntment. El treball es refereix als sòls amb vegetació espontània, sovint forestal en sentit ampli, deixant de banda sòls particulars que no són específics de les regions mediterrànies, com ara els sòls salins o hidromorfs. Discutim especialment els components de la productivitat edàfica en funció de la tipologia dels sòls mediterranis i els efectes de pertorbacions reconegudes com a característiques i/o rellevants en els ambients

mediterranis, com ara els focs i les relacionades amb l'activitat agrícola i el seu abandó.

La tipologia dels sòls

Les condicions climàtiques mediterrànies actuals, amb hiverns frescos i un marcat eixut estival, provoquen un desenvolupament i una diferenciació escassos del perfil edàfic. Per tant, les característiques del material parental condicionen en gran mesura les dels sòls que en deriven (NAKOS, 1979; BRADBURY, 1981; VALLEJO, 1983).

La Conca Mediterrània, Califòrnia i Xile central presenten una estructura geològica, una edat i, en cert grau, una litologia similars (BRADBURY, 1981). Tanmateix, una diferència destacada és l'abundància de calcàries a la Conca Mediterrània respecte de les altres dues regions (i d'Austràlia i l'Àfrica del Sud mediterrànies). A més, aquestes tres regions es troben en zones amb abundància de sistemes orogènics joves, dels quals se'n deriva un gran dinamisme geomorfològic que origina sòls poc evolucionats, fet que accentua la seva relació amb la roca mare (BRADBURY, 1981). Comparacions fetes entre Xile central i Califòrnia (BRADBURY, 1977) i entre la Conca Mediterrània i Califòrnia (ZINKE, 1973) mostraren les similituds en la tipologia dels sòls per substrats i altituds equivalents. En canvi, les mediterrànies d'Austràlia i Sudàfrica estan caracteritzades per sòcols geològics molt antics en què es desenvolupen relleus estables (THROWER & BRADBURY, 1973). En aquests ambients abunden sòls molt evolucionants (paleosòls) que sovint presenten nivells de meteorització corresponents a climes anteriors més agressius. A les altres mediterrànies, també hi trobem aquests paleosòls, si bé a voltes estan enterrats o bé recarbonats, de manera que el seu funcionalisme es troba més en equilibri amb les condicions climàtiques actuals. En conjunt, doncs, s'observa un mosaic de sòls vells i joves, demostratius de l'existència de diverses fases pedogenètiques (BORNARD, 1978; JOSA, 1985).

Entre els sòls mediterranis, els bru-rogencs, tot i que no són dominants, sí almenys que són caracteristics de les zones bioclimàtiques mediterrànies de tot el món (GUERRA *et al.*, 1972; OADES *et al.*, 1981; BOTTNER, 1982; ALCALÁ & MONTURIOL, 1988; CERVANTES *et al.*, 1989), especialment, bé que no exclusivament (DUCHAUFOUR, 1984), d'ambients càrstics de la Conca Mediterrània (veure LAMOUROUX, 1972). Aquests sòls es denominaven antigament *terra rossa*, rojos mediterranis o fersialítics; en els sistemes de classificació actuals corresponen aproximadament als *Luvisòls cròmics* (FAO, 1988) o *Rhodoxeralfs* (SSS, 1990). Es considera que el màxim desenvolupament d'aquests sòls, sovint policíclics, es degué produir fa uns 10.000 a 70.000 anys (BUTZER, 1974).

De manera genèrica, i especialment a la Conca Mediterrània, els sòls de les planes i els més profunds dels vessants han estat dedicats secularment a l'agricultura, deixant als boscos i matollars els sòls amb pendents excessius, molt superficials, discontinus i/o pedregosos o amb d'altres limitacions físicoquímiques, com ara un excés de salinitat.

Les característiques climàtiques mediterrànies i l'acció humana fan que el risc

d'erosió dels sòls sigui elevada, especialment a les zones mediterrànies més seques (BRADBURY, 1981). Segons BUTZER (1974), la denudació dels materials dels vessants ha estat particularment activa des dels temps de l'Imperi Romà, encara que ja devia ser rellevant des del Bronze (PERLIN, 1991; RUNNELS, 1995).

En definitiva, els sòls mediterranis de muntanya presentaran més aviat poc desenvolupament a causa del balanç poc favorable formació de sòl/erosió, especialment reforçat per l'activitat antròpica a la Conca Mediterrània, i una forta dependència en les seves propietats del material parental. Dins aquest marc, en zones planes, peus de vessant , formacions càrstiques, etc. són freqüents els sòls relictes, amb dominància dels bru-rogencs.

La predominància de sòls superficials condiciona de manera dràstica la seva productivitat. El volum de sòl útil per a l'emmagatzematge de nutrients i aigua és condicionat per la profunditat de sòl colonitzable per les arrels i el contingut en pedres i graves que són pràcticament inerts. Per exemple, les plataformes calcàries càrstiques, tan freqüents a la Conca Mediterrània, presenten sòls discontinus, superficials i pedregosos amb poca productivitat per unitat de superfície, malgrat la bona qualitat intrínseca de la poca terra fina existent. En aquests sistemes i altres d'equivalents, molts arbres i arbustos presenten arrels pivotants ancorades en el substrat litològic a favor d'escletxes.

La matèria orgànica

La matèria orgànica constitueix el vehicle més important d'alguns macronutrients i, per tant, la seva dinàmica condiciona en gran mesura la fertilitat del sòl. A més, contribueix a formar i mantenir l'estructura edàfica i d'altres propietats fisicoquímiques.

Els horitzons orgànics són un element característic dels sistemes forestals. L'acumulació d'horitzons orgànics és el resultat del balanç entre les entrades (aport de fullaraca junt amb altres restes vegetals o animals) i les sortides (sobretot descomposició i incorporació al sòl mineral). Els sistemes mediterranis presenten característicament uns horitzons orgànics prims i, fins i tot, discontinus.

L'activitat descomponedora de la matèria orgànica al sòl segueix pautes estacionals poc o molt definides. Els períodes amb màxima pluviositat, primavera i tardor, coincideixen amb unes temperatures que proporcionen les condicions idònies per a l'activitat microbiana (COÛTEAUX *et al.*, 1995). Els aiguats esporàdics que es poden produir durant l'estiu activen també pulsos d'elevada activitat biològica que poden arribar a ser molt superiors als equinoccials (ROMANYÀ *et al.*, 1995). A més a més, en el periode d'eixut estival es manté l'activitat microbiana per potencials hídrics del sòl molt baixos (SCHAEFER, 1973) que limiten fortament l'activitat de la vegetació. Paral·lelament, els sòls mediterranis presenten una elevada activitat de la fauna, particularment de lumbrícids que intervenen activament en la incorporació de la matèria orgànica al sòl mineral (BOTTNER *et al.*, 1995). Això es pot traduir en horitzons H molt prims o, fins i tot, inexistents quan la pedregositat del sòl no és gaire elevada. Així, mentre els aports de fullaraca als boscos mediterranis són equiparables als dels boscos temperats (CANNELL, 1982),

les taxes de descomposició són superiors (MEENTEMEYER, 1984), a vegades properes a sistemes subtropicals. Per exemple, en un alzinar de la Segarra, amb un clima mediterrani sec, la fullaraca acabada de caure trigà menys d'un any a passar de L (fullaraca no fragmentada) a F (fullaraca fragmentada i mig descomposta). El temps mitjà de residència de l'horitzó F és d'uns 12 anys i el de l'horitzó H (matèria orgànica d'origen no reconeixedor) uns 30 anys (ROSICH *et al.*, 1989).

Sota unes determinades condicions climàtiques, les variacions en el contingut de matèria orgànica són determinades per la quantitat i la qualitat de l'aport de fullaraca i per les condicions microambientals. L'efecte de la qualitat de la fullaraca, en un context global, s'ha relacionat amb els contiguts de N i lignina (MEENTEMEYER, 1978; BERG & STAFF; 1980; MELILLO *et al.*, 1982). Tanmateix, en sistemes mediterranis, aquests elements poden ser menys rellevants en comparació amb la duresa de la fulla (GALLARDO & MERINO, 1993). En sistemes més freds, la descomposició és més lenta i les condicions de partida esdevenen més importants; a la vegada l'ambient químic del sòl, sobretot el pH àcid, restringeix la presència de fauna, amb un efecte directe sobre la descomposició (KLINKA *et al.*, 1981). En sistemes mediterranis el substrat litològic ha estat descrit com a un dels factors més importants en l'acumulació de matèria orgànica (VALLEJO, 1983; BOTTNER *et al.*, 1995; FONS, 1995). Sòls amb elevada pedregositat poden dificultar l'activitat de la fauna i arribar a constituir una barrera amb la conseqüent formació d'un horitzó H potent (VALLEJO, 1983; VAN WESEMAEL & VEER, 1992; FONS & VALLEJO, 1996). Aquest seria el cas de substrats calcaris en què sovint es troba un nivell subsuperficial de pedres resultat d'antics processos erosius. Per contra, sobre substrats litològics amb poca pedregositrat, com gresos o lutites, els horitzons orgànics són molt prims (entre 3 i 5 cm) i l'horitzó H és inexistent o poc desenvolupat (FONS, 1995). Tanmateix, en estudis experimentals s'ha observat que la presència de pedres modifica el microclima, augmentant la humitat del sòl i, conseqüentment, promovent una més gran activitat biològica mesurada com a emissió de CO_2 (ROMANYÀ *et al.*, 1995).

En el sòl mineral, la presència de carbonats o la protecció física mitjançant la formació de complexos argilo-húmics poden bloquejar el procés d'humificació, donant lloc a matèria orgànica poc evolucionada (DUCHAFOUR, 1984). Precisament la presència de carbonats i/o les textures argiloses és bastant generalitzada en sòls de la Conca Mediterrània. Els sòls mediterranis presenten baixos continguts de matèria orgànica en un context general i una proporció relativament baixa de substàncies húmiques, és a dir que hi ha una predominància dels processos de mineralització sobre els d'humificació relacionats amb les relativament altes temperatures característiques del clima mediterrani (KONONOVA, 1975). Una manera de descriure globalment la matèria orgànica del sòl ha estat mitjançant la classificació de formes d'humus (KUBIENA, 1953; BERNIER, 1968; KLINKA *et al.*, 1981). Independentment de la classificació utilitzada, diversos autors coincideixen a identificar les formes d'humus mediterrànies com a Mulls, en els casos d'una activitat més gran de la fauna, o Mòders, però en cap cas s'han descrit Mors (BOTTNER 1982; BEIZE & GIRARD, 1992; FONS, 1995).

Aquests treballs posen en evidència algunes especifitats dels sòls mediterranis. Així DUCHAFOUR (1984) va descriure els Mull carbonatats en què la ràpida incorporació de la matèria orgànica al sòl és contrarrestada pel bloqueig dels carbonats. En els perfils amb màxima acumulació de matèria orgànica en superfície, s'han descrit els Xeromòder (BOTTNER, 1981). Darrerament s'ha posat en evidència que el poc gruix dels horitzons orgànics fa recomanable centrar els criteris de classificació en la interfase entre els horitzons orgànics i sòl mineral, a més de les característiques de l'horitzó Ah (BEIZE & GIRARD, 1992; FONS, 1995), a diferència de classificacions desenvolupades en climes més humits en que els criteris se centren en les característiques dels horitzons orgànics (KLINKA *et al.*, 1981; GREEN *et al.*, 1993).

Trets generals de la disponibilitat de nutrients

L'anàlisi de fòsfor (P) i nitrogen (N) totals en un nombre reduït de sòls de les cinc regions mediterrànies, repetit en diverses monografies (fig. 1), malgrat que

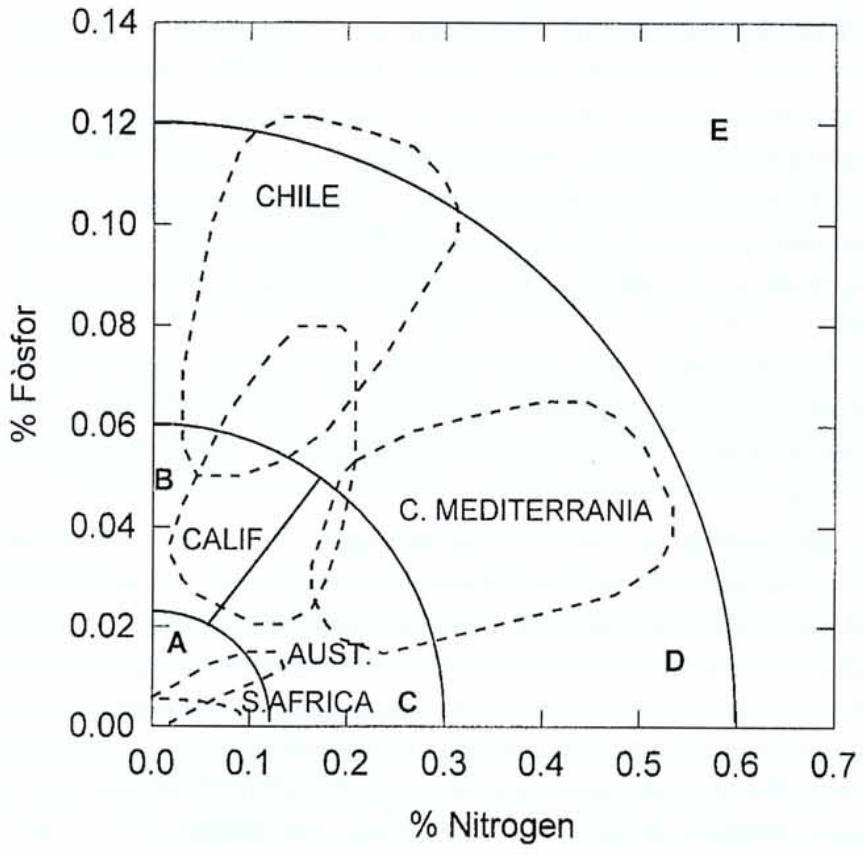


Figura 1. Relació entre el contingut de N i P totals del sòl (0-30 cm) en diferents regions mediterrànies. Figura elaborada a partir de les gràfiques de RUNDEL (1979), DI CASTRI (1981) i SPECHT & MOLL (1983). Els arcs limiten diferents grups de sòls dins la regió mediterrània del Sud d'Austràlia [A: sòls molt lixiviats; B: sòls moderadament lixiviats (zona semiàrida); C: sòls moderadament lixiviats (zona humida i subhumida); D: sòls lleugerament lixiviats; E: sòls rics en nutrients].

Relationship beetween total N and P in the 0-30 cm top soil from different mediterranean regions. The figure has been elaborated from RUNDEL (1979), DI CASTRI (1981) i SPECHT & MOLL (1983). The arch sectors define different soil fertility groups in the mediterranean-type ecosystems of Southern Australia (A: strongly leached soils; B: moderately leached soils (semi-arid zone); C: moderately leached soils (humid and sub-humid zone); D weakly leached soils; E: nutrient-rich soils).

només són indicadors grollers de la seva disponibilitat al sòl, presenta bona relació amb el contingut foliar d'ambdós elements de la vegetació espontània i ofereix unes pautes regionals clares relacionades amb el material parental del sòl (RUNDEL, 1979; DI CASTRI, 1981; SPECHT, 1981; MARGARIS *et al.* 1984; CHRISTENSEN, 1994). A la figura 1 s'observa com el rang de variació dels sòls australians (fet per SPECHT & MOLL, 1983) inclou tots els altres grups de sòls, fet que suggereix una diferenciació deguda més a la tipologia dels sòls que no a variacions regionals. Les baixes concentracions de N i P a les landes (heaths) australianes i al fynbos sudafricà es relacionen amb sòls àcids, molt lixiviats, derivats de substrat molt antic i meteoritzat o d'arenes silícies quaternàries (SPECHT, 1979). A més, la naturalesa àcida d'aquests darrers sòls fa que el poc P existent sigui poc disponible per a les plantes (RUNDEL, 1979). Les elevades concentracions de P a Xile i Califòrnia també s'atribueixen a l'abundància d'aquest element al substrat. L'elevada concentració de N foliar en les mostres de la Conca Mediterrània s'ha atribuït a l'abundància de lleguminoses a la regió i, de forma difosa, a la predominància de sòls bru-rogencs derivats de calcàries (CHRISTENSEN, 1994). Segons SPECHT (1981), els matollars esclerofil·les es distribueixen en sòls oligotròfics de tot el món, i només els esclerofil·les planifolis s'han desenvolupat en sòls fèrtils.

En una anàlisi comparativa de la fertilitat de sòls de Califòrnia, Xile i Sud d'Austràlia, LAMONT (1995) obtinguè la següent ordenació (de més a menys fertilitat): Xile > Califòrnia > SE Austràlia > SO Austràlia. Tanmateix, i d'acord amb l'autor, aquesta ordenació basada en un nombre limitat d'observacions no necessàriament és representativa del conjunt de les quatre regions.

A la figura 2 s'ha representat la relació entre N i P totals (%) en tres zones de matollars i bosc de Garraf, Sant Llorenç de Munt (Catalunya) i San Diego (Califòrnia) (FERRAN, 1996), afegint-hi dades d'altres treballs realitzats també en zones de clima mediterrani, però pertanyents a terrenys àcids de la Conca Mediterrània (taula 1). La gràfica (fig. 2) reflecteix una tendència aproximada a la descrita anteriorment; Garraf es diferencia pel seu contingut en N notablement més elevat. Aquest fet, juntament amb un contingut en matèria orgànica més alt, pot explicar-se per la tendència dels sòls bàsics i argilosos a acumular més matèria orgànica respecte altres de tipus àcid i de textura grollera en un mateix tipus d'ambient (OADES, 1988). Les parcel·les de San Diego no es destaquen especialment: el seu contingut en P es troba entre els valors de Garraf i de St. Llorenç i molt per sota dels valors de Vallgorguina, pinedes situades en antics conreus sobre granodiorites; i el contingut en N de San Diego és del mateix ordre o fins i tot lleugerament més elevat respecte a la resta de llocs si es descompten les parcel·les del Garraf. Més que respondre a diferenciacions regionals, sembla evident que N i P responen en gran mesura al tipus de sòl i de roca mare. Les dades de la figura 1, amb l'esquema general atribuït als sòls mediterranis, corresponen a anàlisis de sòls en una fondària de 0-30 cm i a la figura 2 de 0-15 cm, però el fet que els resultats siguin del mateix ordre, i fins i tot lleugerament inferiors a la figura 2, els fa comparables. Superposant les dues gràfiques, les dades del Garraf

Taula 1. Contingut mitjà de N i P totals en els 15 cm superficials del sòl mineral i característiques dels diferents sistemes representats a la figura 2. Lletres diferents per a cada element indiquen diferències significatives entre llocs ($p < 0.05$). (1) Dades de FERRAN (1996), (2) HERETER (1990), (3) CORTINA (1992).

Mean of total N and P content in the top 15 cm of mineral soil and characteristics of the different ecosystems in fig. 2. Different letters for each element stand for significant differences between sites (p ¡ 0.05). (1) Data from FERRAN (1996), (2) HERETER (1990), (3) CORTINA (1992).

CODI	LLOC	SUBSTRAT	VEGETACIÓ	kg·ha^{-1} N	kg·ha^{-1} P
SL (1)	Sant Llorenç del Munt	Conglomerats	Alzinars i brolles	1786 ab	304
GA (1)	Garraf	Calcàries	Garrigues	6122 c	624
SD (1)	San Diego Califòrnia	Granodiorites i esquistos	Chaparral	1964 b	457
MO (2)	El Montseny	Granodiorites, fil·lites i esquistos	Alzinars	1670 ab	374
VA (3)	Vallgorguina	Granodiorites	Plantacions *Pinus radiata*	1320 a	1016
SC (3)	Santa Coloma de Farners	Granit	Plantacions *Pinus radiata*	1291 ab	146

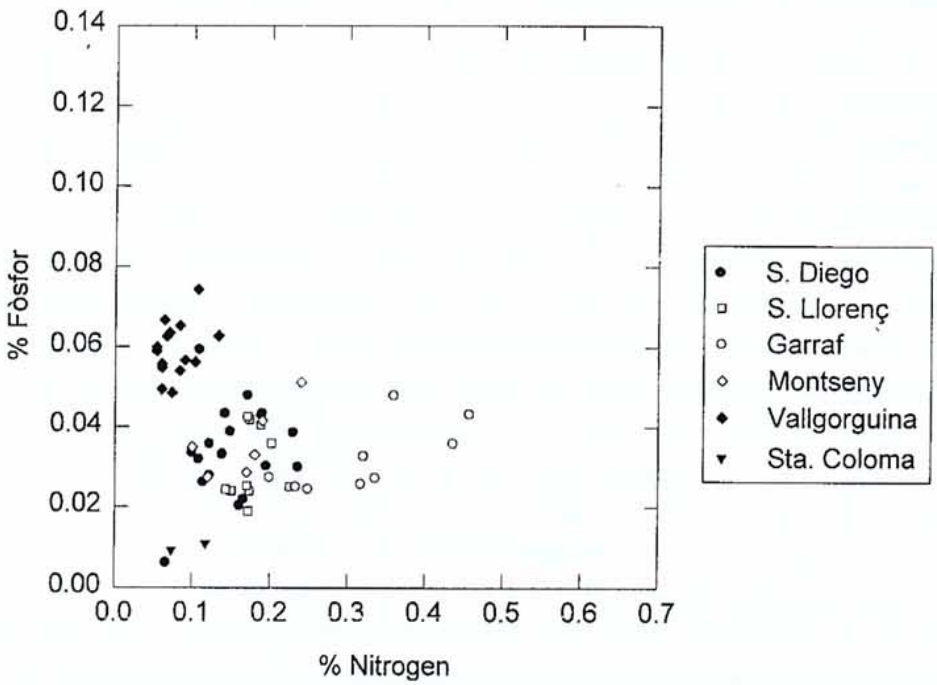


Figura 2. Relació entre el contingut, en %, de N i de P totals en els primers 15 cm de sòl mineral en diferents ecosistemes mediterranis. Per a més detalls, vegeu la taula 1.

Relationship between total N and P for the top 15 cm of mineral soil in different mediterranean-type ecosystems. More details in table 1.

coincideixen amb el núvol que representa la Conca Mediterrània i les de San Diego amb les de Califòrnia, cosa que fa suposar que en les dues gràfiques coincideixen els tipus de sòl representats. En canvi, les dades de Santa Coloma, sobre granits, queden molt per sota de les de la Conca Mediterrània, i les de Vallgorguina (pinedes en antics conreus) per sota en N i molt per sobre en P. Les anàlisis d'un alzinar mai no conreat contigu a les parcel·les de Vallgorguina donà valors semblants de P total, i això fa pensar que aquests elevats continguts són atribuibles al subtrat litològic (granodiorites) i no al conreu anterior (en el cas de les pinedes). D'altra banda, el contingut de C i N en els primers 5 cm del sòl a les parcel·les de Vallgorguina és superior en els alzinars (1.9-3.0% C i 0.128-0.203% N) respecte a les pinedes (0.9-1.9% C i 0.08-0.15% N), mentre que el P es manté similar en ambdós llocs, com ja s'ha comentat. És a dir, les pinedes estarien empobrides en matèria orgànica (i en nitrogen) respecte als sistemes naturals degut al seu ús agrícola anterior i això explicaria la seva baixa relació N:P respecte als altres ecosistemes de la figura 2.

La productivitat de sòls del Sud d'Austràlia, Sudàfrica, Califòrnia, Còrsega i Sud de França es vegé considerablement augmentada quan es realitzà una fertilització experimental (DI CASTRI, 1981; GODRON *et al.*, 1981; SPECHT, 1981; WITKOWSKI *et al.*, 1990). Aquest fet s'interpretà com a demostratiu que aquests sòls presentaven limitacions nutricionals. A l'alzinar de les muntanyes de Prades, el reg experimental produí un increment del creixement diametral dels arbres, mentre que la fertilització amb N (no amb P) només produí un augment del creixement dels peus dominants al cap de quatre anys de l'aplicació i coincidint amb precipitacions estivals (MAYOR *et al.*, 1994). Tanmateix, segons ETHERINGTON (1982), la majoria de comunitats naturals responen a la fertilització i la disponibilitat de P i N és en general limitant, és a dir que les respostes de la vegetació a la fertilització no necessàriament són un tret característic dels sistemes mediterranis. D'altra banda, la interpretació dels experiments de fertilització es compliquen amb el fet que la resposta de la vegetació dels matollars i boscos mediterranis a la disponibilitat de nutrients es pot veure esmorteïda per la gran reserva que acumulen moltes espècies en el lignotúber o en les arrels (SPECHT, 1981). També les relacions entre disponibilitat hídrica i nutricional al sòl, que poden variar molt estacionalment, dificulten l'establiment de relacions nutricionals simples entre sòl i vegetació. Tanmateix, la manca d'aigua disponible al sòl probablement limita més la transpiració, i l'adquisició de CO_2, que l'absorció de nutrients (BLOOM *et al.*, 1985).

El nitrogen

En la successió primària, les entrades de N al sistema provenen principalment de la fixació biològica de N. Aquest procés es primàriament limitat per la disponibilitat de P al sòl (MARSCHNER, 1989). Per tant la reserva de nitrogen d'un ecosistema pot venir en part regulada per la disponibilitat de P en els primers estadis de la successió (TATE & SALCEDO, 1988).

La major part del N dels sòls no fertilizats és orgànic (ATTIWILL & ADAMS, 1993). D'altra banda, la mineralització del N orgànic és controlada per

l'estructura de la molècula orgànica en un procés dirigit per la recerca d'energia per part dels microorganismes (MCGILL & COLE, 1981). Per aquest motiu, la disponibilitat de N mineral per a la nutrició vegetal s'associa a la dinàmica de la matèria orgànica. D'acord amb la discussió desenvolupada més amunt, els sòls mediterranis amb unes taxes de descomposició de la matèria orgànica relativament elevades haurien de presentar també elevades taxes de mineralització del nitrogen.

La relació C:N de la matèria orgànica del sòl s'ha utilitzat sovint per avaluar la qualitat del substrat orgànic quant a la mineralització de N (VALLEJO, 1993) i, en general, la taxa de descomposició. ENRÍQUEZ *et al.* (1993), partint de l'anàlisi d'una àmplia base de dades, troben forta correlació negativa entre la relació C:N (i C:P) de la fullaraca i la taxa de descomposició.

La relació C:N a les fulles sol ser elevada en plantes adaptades a sòls pobres en N, com ara ericàcies i coníferes (VITOUSEK *et al.*, 1982). Els planifolis i les coníferes mediterrànies presenten C:N similars als caducifolis i coníferes d'altres regions. Dins una mateixa espècie també varia, depenent de la disponibilitat de N del lloc concret (BALLARD & CARTER, 1986; HÜTTL, 1990). Tanmateix, aquest paràmetre no únicament respon a la disponibilitat de N al sòl, sinó que també es veu afectat pel contingut foliar en compostos estructurals i metabòlits secundaris rics en C, sovint relacionats amb la resistència a la sequera i a l'atac d'hervíbors (veure TURNER, 1994). D'altra banda, la capacitat de retranslocació de N (i altres nutrients mòbils), prèvia l'abscisió, pot modificar dràsticament la relació C:N de la fullaraca i el seu ciclatge. El grau de retranslocació de N no està clarament relacionat amb la disponibilitat seva al sòl (ESCUDERO *et al.*, 1992).

El temps de residència del N en boscos mediterranis, considerant l'aport i el contingut dels horitzons orgànics, presenta amplis intervals de variació, des de 3.6 anys en un alzinar humit prop de Montpeller (COLE & RAPP, 1981) fins a 18.2 anys en ambients secs de la Depressió Central Catalana (VALLEJO & ROSICH, 1990). Aquest interval s'encavalca amb el dels boscos temperats, incloent-hi caducifolis i coníferes (COLE & RAPP, 1981).

El fòsfor

La dinàmica del fòsfor en el medi edàfic determina en bona part el seu reciclatge en els ecosistemes terrestres. El cicle del fòsfor sovint es tanca en el sistema sòl-planta de manera que els aports atmosfèrics de fòsfor són insignificants (per exemple, a les muntanyes de Prades se n'hi dipositen 0.04 $kg \cdot ha^{-1}$ any^{-1}, BELLOT, 1988) i les pèrdues per rentat solen ser petites. Durant l'envelliment d'un sòl té lloc un procés continu de fixació de fòsfor, una bona part del qual queda retirat del cicle orgànic de l'element (GRESSEL & MCCOLL, 1997). Per aquest motiu l'anàlisi del contingut en fòsfor d'un sòl pot ser útil per detectar els règims anteriors de fertilització i l'activitat antròpica en general (EDIT, 1977).

En sòls àcids el fòsfor precipita amb el ferro i l'alumini, i en sòls bàsics ho fa amb el calci, de manera que l'alliberament del fòsfor retingut en el sòl es dóna sempre de manera paulatina i sovint no és suficient per abastir els requeriments

nutricionals dels organismes del sòl i de les plantes. Els organismes del sòl i les plantes actuen com a acumuladors de fòsfor i constitueixin una altra reserva important d'aquest nutrient que, si bé quantitativament sol ser petita, a causa del seu gran dinamisme cal tenir-la en compte a l'hora de determinar la diponibilitat de fòsfor d'un sòl. Una tercera reserva de fòsfor que pot arribar a ser quantitativament molt important és la continguda en la matèria orgànica més o menys humificada (COSGROVE, 1967): als sòls més evolucionats pot arribar a ser més abundant que el fòsfor mineral retingut al sòl per mecanismes abiòtics.

El clima mediterrani se situa entre els climes temperats i els subtropicals. Normalment s'accepta que en sòls de clima temperat el nitrogen és l'element limitant primari (ATTIWIL & ADAMS, 1993). Aquests sòls solen ser mitjanament meteoritzats amb un contingut destacable d'argiles i de matèria orgànica, de manera que les seves reserves de fòsfor mineral i orgànic són generalment elevades. En sòls de clima tropical, en canvi, si exceptuem els sòls derivats de basalt, el fòsfor sol ser el nutrient limitant primari. Aquests sòls són molt antics i el seu grau de meteorització pot arribar a ser màxim, de manera que la seva reserva de fòsfor mineral és normalment molt baixa. D'altra banda, el reciclatge de la matèria orgànica hi és extremadament ràpid i, conseqüentment, el contingut de fòsfor orgànic hi és també molt baix.

A l'hora de situar els sòls mediterranis en aquest marc, cal tenir present que el clima mediterrani és més proper al temperat que al tropical. Tant en sistemes temperats com en sistemes mediterranis, el component mineral de la disponibilitat de fòsfor sovint té un paper rellevant en l'abastiment de fòsfor a les plantes; per tant, el grau de meteorització dels sòls mediterranis donarà una primera idea de la disponibilitat de fòsfor. La gran dispersió geogràfica dels climes mediterrànis fa que, tant la fisiografia dels paisatges mediterranis com els materials parentals, i en conseqüència la tipologia dels sòls i el seu grau de meteorització, siguin molt diversos.

Aquesta gran diversitat de sòls compresos dins les mediterrànies fa difícil de generalitzar sobre la disponibilitat de P per a les plantes. L'elevat grau de meteorització dels sòls australians comporta una gran pobresa en argiles sobretot en els horitzons superficials (el·luvials), i per això disponibilitat de fòsfor sovint es concentri en els horitzons subsuperficials (il·luvials) (PROBERT, 1993). De totes maneres, la disponibiltat de fòsfor en aquests sòls és tipicament molt baixa, atès que les roques de què deriven són en general molt pobres en aquest element. Com a resultat d'aquest fet, el contingut en fòsfor de les plantes australianes mediterrànies és més baix que el d'altres plantes esclerofil·les del reialme holàrtic (per exemple del gènere *Quercus*) (FOULDS, 1993). De fet, està ben comprovat que la fertilització amb P a l'Austràlia mediterrània comporta increments importants de producció vegetal, tant en conreus agrícoles com en forestals (BOARDMAN, 1988).

La disponibilitat de fòsfor en els sòls poc meteoritzats típics d'altres àrees mediterrànies pot variar des de baixa fins a alta. La poca agressivitat del clima fa que els pH del sòl vagin des de moderadament àcids, en sòls lliures de carbonats, fins a bàsics, en sòls carbonatats (pH de 5 a 8.5). Un experiment de fertirrigació

de l'alzinar muntanyenc de Prades (MAYOR & RODÀ, 1994) en sòls moderadament àcids derivats de fil·lites i pòrfids no donà cap resposta a la fertilització amb fòsfor. D'altra banda, dades extensives corresponents a l'anàlisi foliar de l'Inventari Forestal de Catalunya (SERRANO, com. pers.) indiquen que una gran part de les pinedes de pi blanc (*Pinus halepensis* Mill.) i les de pinassa (*Pinus nigra* Arnold) presenten uns continguts foliars de fòsfor marcadament baixos. Aquestes pinedes corresponien a les zones de sòls carbonatats, i segons l'anàlisi de les relacions entre els diferents nutrients (mètode DRIS; JONES, 1981) el seu creixement estava més limitat pel P que per cap altre nutrient. Resultats semblants s'han obtingut en pinedes de pi blanc a la serralada prelitoral catalana (FONS, 1995). En sòls desenvolupats sobre granits a la comarca de la Selva, s'ha observat continguts de P total que en els 30 centímetres superiors de sòl no superaven els 300 kg per hectàrea (CORTINA, 1992). Per donar una idea del que això representa, cal dir que la fertilització de conreus agrícoles sol aportar entre 50 i 100 kg de fòsfor per hectàrea i any. D'altra banda, el bosc de *Pinus radiata* que hi creixia acumulava una mitjana d'1 kg de P per hectàrea cada any.

Les plantes, i els microorganismes, són capaços de regular la mineralització de P orgànic segons els seus requeriments i com a resposta a una baixa disponibilitat de P inorgànic (HARRISON, 1987). La fracció de fòsfor orgànic pot ser proporcionalment tan important que el contingut de fòsfor total i de matèria orgànica estiguin correlacionats (CORTINA, 1992). En la fullaraca d'una plantació de *Pinus radiata* de la comarca de la Selva, ROMANYÀ (1993) trobà nivells de P soluble de l'ordre de 30 vegades més alts que en els 5 primers cm de sòl mineral. Malgrat que en condicions mediterrànies la disponibilitat hídrica dels horitzons orgànics sol ser molt baixa, sovint s'hi observen grans quantitats d'arrels fines. Tal com passa als boscos temperats, en els mediterranis hi creix una gran quantitat de fongs ectomicorízics que es concentren en els horitzons orgànics inferiors. En el bioma mediterrani hi trobem, a més de les ectomicorizes, tots el tipus de micorizes descrits (ectomicorizes, arbutoides, vesículo-arbusculars i ericoides; REID, 1991). Aquestes associacions de fongs amb arrels incrementen de manera significativa la capacitat de les plantes per obtenir el fòsfor, el nitrogen, altres nutrients i inclús l'aigua. Tant la diversitat de sòls com la ubicació geogràfica dels ambients mediterranis podrien tenir relació amb la presència de gran varietat d'associacions micoríziques.

El paper del foc

La freqüència d'incendis (i també la seva intensitat) varia amb les condicions d'humitat del lloc d'una forma no lineal (MARTIN, 1982). En l'extrem sec del gradient, hi ha una taxa baixa de producció primària i d'acumulació de combustible, i això comporta llargs intervals de temps sense foc. Els focs tendeixen a ser més freqüents en condicions mèsiques que afavoreixen l'acumulació de combustible (comparativament taxes altes de producció primària i/o baixa descomposició). Malgrat que la producció de combustible s'incrementa cap a l'extrem humit del gradient d'humitat, l'alt contingut d'humitat limita l'aparició del foc (TRABAUD *et al.* 1993; CHRISTENSEN, 1993).

La freqüència de focs a les savanes tropicals i a les grans praderies és molt alta (amb cicles de 2-6 anys). Als sistemes mediterranis varia entre 5-40 anys, que són freqüències altes si es comparen amb les dels boscos temperats i boreals (aquests darrers més de 100 anys) (RUNDEL, 1981; TRABAUD *et al.* 1992).

En boscos temperats i boreals els focs són principalment de capçada i deixen la major part dels troncs i dels horitzons orgànics intactes, sense cremar. Quan, a més, cremen els horitzons orgànics, l'incendi pot ser molt sever i destructiu, matant-hi les arrels i impedint el rebrot de les plantes després de l'incendi (KIMMINS, 1996). A les àrees mediterrànies, els focs són superficials i cremen els horitzons orgànics i la vegetació, però, en general, molts arbres i arbusts són capaços de rebrotar de soca i la comunitat vegetal torna ràpidament cap a l'estat pre-incendi (TRABAUD, 1991).

En ecosistemes altament combustibles i amb alta recurrència de focs, l'acumulació neta de C al sòl està limitada per les pèrdues de N durant els incendis (MENAUT *et al.*, 1993; VITOUSEK & HOWARTH, 1991).

Els incendis forestals han determinat durant mil.lenis gran part de la fisiognomia i l'ecologia dels ecosistemes mediterranis (NAVEH, 1990; ATTIWILL, 1994 a i b). El foc ha tingut una funció molt important en l'evolució de la vegetació, i ha configurat el paisatge mediterrani com a un mosaic d'estats de regeneració i de degradació. Així, s'admet que focs amb recurrències d'entre 10-25 anys o 20-50 anys són fonamentals per al manteniment, la composició i l'estructura de brolles mediterrànies a Califòrnia (KEELEY *et al.* 1981) Austràlia (SPECHT 1981) i la Conca Mediterrània (TRABAUD 1991; TRABAUD *et al.* 1995).

Durant les últimes dècades, al nord de la Conca Mediterrània el medi rural s'ha despoblat, s'ha deixat d'explotar el bosc de forma tradicional (llenya i carbó) i molts camps abandonats han passat a ser bosc. A més a més, els boscos es freqüenten més i tenen, per tant, més risc d'encendre's (PIÑOL, 1996). Aquestes circumstàncies socio-econòmiques han fet que la superfície forestal afectada pels incendis hagi augmentat enormement.

Efectes del foc sobre els nutrients

El foc produeix una pèrdua de matèria orgànica i nutrients per combustió i volatilització (especialment de N i S), determinada per la intensitat del foc (RAISON *et al.* 1985 a b; GILLON & RAPP, 1989). En un foc experimental d'intensitat moderada-alta a les muntanyes de Prades (Catalunya) es consumiren 79 $Mg \cdot ha^{-1}$ de matèria seca, dels quals uns 10 $Mg \cdot ha^{-1}$ eren horitzons orgànics (SERRASOLSAS & VALLEJO, 1996). El nitrogen sofrí una pèrdua del 64%, el S un 52% i el P un 37% (ALCAÑIZ *et al.*, 1996). Malgrat les pèrdues de nutrients del sistema, després del foc el sòl presenta més concentració i més disponibilitat de nutrients (WALKER *et al.* 1986; ATTIWILL & LEEPER, 1987), la qual cosa pot facilitar-ne l'absorció per part dels microorganismes i de la vegetació. A més, després del foc hi sol haver un augment temporal de la concentració d'amoni (GIOVANINNI *et al.* 1990; SERRASOLSAS & KHANNA, 1995a) i una estimulació de la nitrificació (DEBANO & CONRAD, 1978; KUTIEL & SHAVIV 1989) a causa de l'alta concentració d'amoni, l'increment del pH i la baixa absorció per part de les plantes.

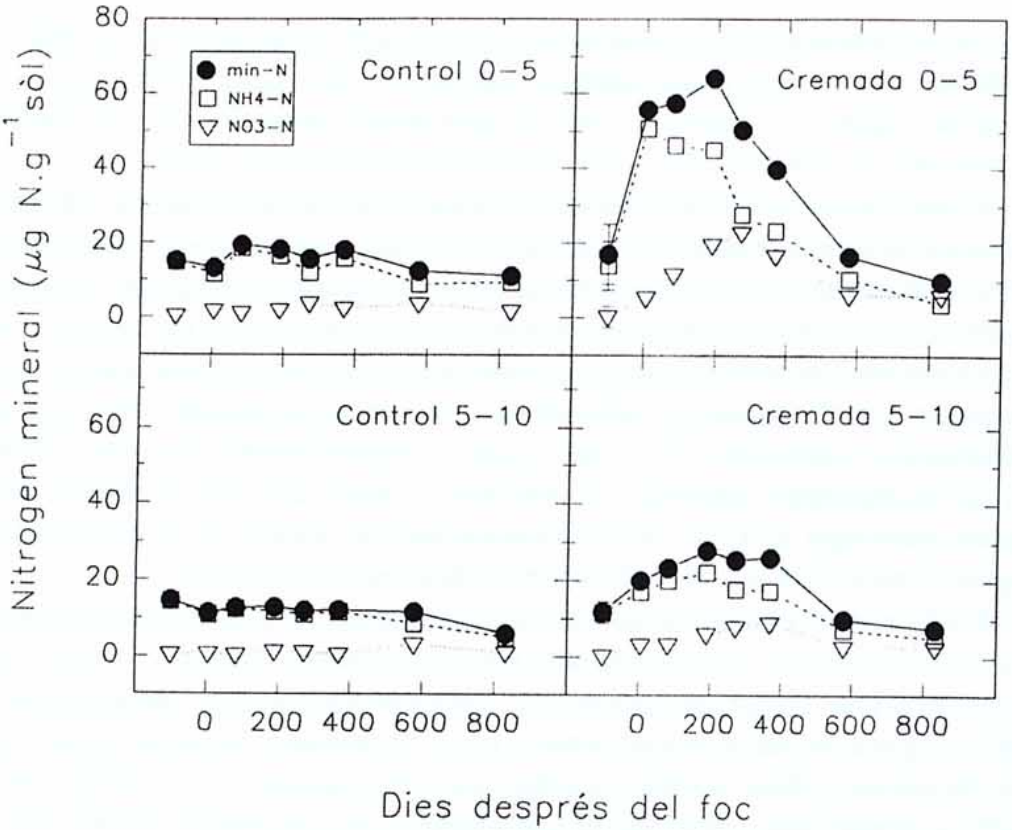


Figura 3. Evolució del N mineral després d'un foc experimental en un alzinar muntanyenc de les muntanyes de Prades i de l'alzinar no cremat (SERRASOLSAS, 1994).

Mineral N dynamics in holm-oak forest after an experimental fire and in an unburned plot. Prades Mountains (Catalonia). SERRASOLSAS, 1994.

Les pèrdues de fòsfor per volatilització són mínimes, de manera que la seva concentració a les cendres pot representar una quantitat considerable en sòls pobres en P (RAISON, 1979). En un estudi sobre l'efecte de les altes temperatures en diferents sòls australians es veié que la concentració de P làbil augmentà, alhora que disminuí el P-microbià i l'activitat fosfatàssica (SERRASOLSAS & KHANNA, 1995b). En sòls pobres en P làbil, l'alliberament d'aquest a causa de l'escalfor anà disminuint amb la incubació del sòl, mentre que es produí una immobilització de P per acció dels microorganismes. Això suggereix que, en sòls pobres en P, la reserva de nutrients de la biomassa microbiana és una font important de nutrients làbils, amb un cicle de mineralització i immobilització molt ràpid.

Les cendres dipositades sobre el sòl són susceptibles de perdre's per erosió en cas de pluges intenses, sobretot en els primers moments després del foc, quan el sòl no té cap recobriment que el protegeixi (DEBANO *et al.* 1979). Els ions dissolts de la cendra també es poden perdre per lixiviació (KHANNA & RAISON, 1986) si hi excedeixen la capacitat d'intercanvi del sòl, especialment en el cas del K^+. Així doncs, l'increment de fertilitat del sòl després del foc estarà garantida més o menys temps en funció de la conservació dels nutrients del sòl davant de fenòmens erosius i de lixiviació.

Un dels principals mecanismes de conservació de nutrients és l'absorció per part de les plantes i la seva incorporació al cicle orgànic, bé que, després del foc, quan la disponibilitat de nutrients és elevada, l'absorció està reduïda per la poca

biomassa i l'escàs recobriment de la vegetació que es regenera (VITOUSEK, 1981; DAHLGREN & DRISCOLL, 1994).

La desaparició temporal de la vegetació per efecte de l'incendi atura l'aport de fullaraca durant un període més o menys llarg, segons les estratègies de regeneració, i altera la taxa de descomposició de la fullaraca i la dinàmica d'alliberament de nutrients (RAISON *et al.* 1986). En un estudi comparatiu de cronoseqüències després del foc, realitzat en matollars i boscos del Garraf, Sant Llorenç de Munt i San Diego (California) (FERRAN, 1996), la qualitat de la fullaraca acumulada al sòl després de l'incendi reflectí l'estat nutricional dels diferents ecosistemes i de les principals espècies que es regeneraven. La primera fullaraca de garric que va caure al sòl, un any després del foc, presentà una concentració en nutrients (sobretot N, P i K) més alta, fet que es relacionà amb una més gran disponibilitat de nutrients en el sòl just després del foc. Al cap de pocs anys s'observà un mínim de disponibilitat de nutrients, després de l'increment inicial. A causa de la ràpida estabilització de l'aport i de l'acumulació dels horitzons orgànics L i F sota les espècies que contribueixen al màxim recobriment del sòl, la reconstrucció dels horitzons orgànics en les comunitats de garriga i d'alzinar i brolla es relacionà sobretot amb la dinàmica de l'ocupació de l'espai. Així, en totes les comunitats estudiades l'estrat arbustiu contribuí de forma definitiva en el desenvolupament dels horitzons orgànics i en el reinici del cicle de matèria orgànica i de nutrients durant els primers estadis (FERRAN & VALLEJO, 1992). Segons l'ajust d'OLSON (1963), l'estadi d'equilibri del conjunt L i F s'aconseguí amb diferents valors d'acumulació i s'hi arribà a diferents edats segons la comunitat (fig. 4). Per ordre de menys a

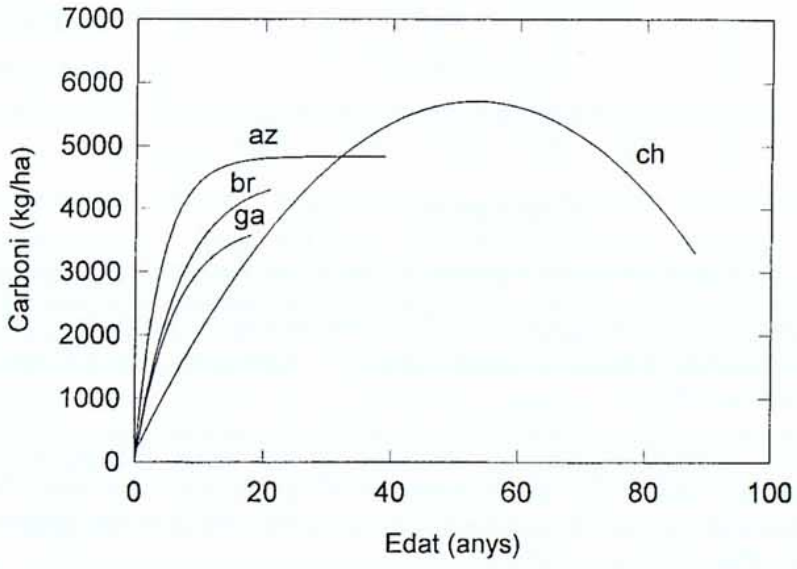


Figura 4. Comparació de l'acumulació de L + F en diferents formacions vegetals després del foc: az = alzinar, br = brolla, ch = chaparral, ga = garriga. Per a cada ecosistema presentem la línia de l'ajust no lineal de la suma L + F a la funció d'Olson, excepte per al chaparral, on s'ha representat l'ajust a una funció quadràtica (FERRAN, 1996).

Post-fire accumulation of L + F forest floor layers in different mediterranean-type ecosystems: az = holm-oak forest, br = shrubland, ch = chaparral, ga = *Quercus coccifera* garrigue. For each ecosystem, the non-lineal fit line according to Olson equation is presented, except for chaparral where a quadratic function was used (FERRAN, 1996).

més acumulació màxima aconseguida, es trobaren l'alzinar (4835 kg C·ha^{-1}), la brolla (4530 kg C·ha^{-1}) i la garriga sense pins (3672 kg C·ha^{-1}); i de menys a més temps transcorregut, l'alzinar (uns 12 anys), la garriga (uns 16 anys) i la brolla (21 anys). Per al "chaparral" es realitzà l'ajust a una funció quadràtica a causa de la disminució que es va produir al final de la successió, dels 62 als 88 anys. L'ajust donà un màxim d'acumulació als 40-60 anys amb prop de 6000 kg C·ha^{-1}. En el sòl mineral superficial, es detectaren pocs canvis dels paràmetres analitzats que poguessin atribuir-se al temps transcorregut després del foc. L'increment de la relació C/N i la disminució de P assimilable (fig. 5) en els sòls del "chaparral" (especialment en els vessants solells), també trobada en la mateixa cronoseqüència per MARION & BLACK (1988), confirmà la disminució de la disponibilitat del P amb els anys i el grau més baix de mineralització de la matèria orgànica que, segons s'ha citat a la bibliografia, es relacionà amb la senescència de la comunitat.

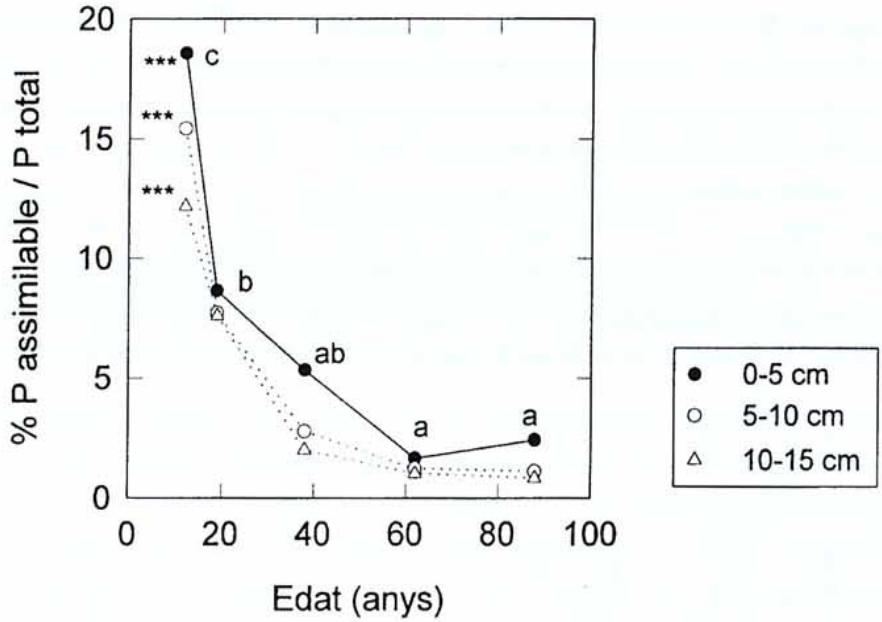


Figura 5. Evolució en el temps de la proporció (en %) del P assimilable respecte al total en tres nivells de sòl d'una cronoseqüència de parcel·les de chaparral orientades al sud. Per a cada nivell indiquem la significació de l'Anova (***p < 0.001). Per les mostres de 0-5 cm, lletres diferents mostren diferències significatives (p < 0.05) entre dues mitjanes amb el test de Duncan (FERRAN, 1996).

Dynamics of available P referred to total P after wildfires in a chronosequence of chaparral in south facing slopes. For each of the three soil depths considered, ANOVA significant differences are indicated (*** p ¡ 0.001). For the 0-5 cm layer, different letters indicate significat differences (p ¡ 0.05) between two means according to the Duncan test (FERRAN, 1996).

La degradació física del sòl superficial i les pèrdues de sòl per erosió

En els sistemes mediterranis, el foc produeix la combustió total o parcial dels horitzons orgànics del sòl. Les pluges torrencials que tenen lloc a la tardor poden trobar, doncs, un sòl desprotegit, susceptible de trencament d'agregats i formació

de crostes superficials. Aquests processos poden conduir a la disminució de la capacitat d'infiltració d'aigua al sòl, a l'increment de l'escolament superficial i a l'erosió (LLOVET *et al.*, 1994).

Al foc experimental de les muntanyes de Prades, ja mencionat prèviament, es mesuraren pèrdues de sòl de 0.27 $Mg \cdot ha^{-1}$ durant el primer any després del foc (SOLER *et al.*, 1994) que, tot i ser uns valors molt baixos, foren 16 vegades superiors als de l'alzinar no pertorbat. En aquest foc no es detectaren canvis en l'estabilitat estructural del sòl ni s'observà hidrofòbia (JOSA *et al.*, 1994). En canvi, en focs produïts en clima mediterrani sec i semiàrid, LLOVET *et al.* (1994) observaren una reducció de la capacitat d'infiltració després de les primeres pluges, moment en què es formà una crosta superficial al sòl. Aquest efecte fou més accentuat en les condicions experimentals més seques: clima semiàrid, sòls desenvolupats sobre margues i orientacions al sud. En aquests mateixos llocs es mesuraren pèrdues de sòl després del foc d'entre 0.2 i 3 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot \cdot any^{-1}$ (BAUTISTA *et al.*, 1996).

En estudis comparatius de sòls mediterranis sobre diferent tipus de substrat (FERRAN *et al.* 1996), s'observà que, en medis càrstics, la mateixa estructura de la formació superficial (pedregositat, afloraments) afavoria la conservació de l'horitzó H i el sòl, mentre que sòls sobre substrats poc permeables (margues) i/o inestables (poc o molt sorrencs) mostraren alta suceptibilitat a l'erosió post-incendi.

Així doncs, sembla que quan la comunitat vegetal afectada pel foc està en condicions més limitants, com ara sota clima mediterrani sec o semiàrid, en sòls fràgils o fàcilment erosionables, el risc de degradació amb pèrdues irreversibles de sòl pot comportar una pèrdua efectiva de fertilitat del sòl.

Són sostenibles els boscos amb alta recurrència d'incendis?

Els efectes del foc en l'augment de la disponibilitat temporal de nutrients no són sempre clars. Quan els focs són molt freqüents, el bosc va perdent la reserva de nutrients per un procés acumulatiu. Un efecte semblant es dóna quan els focs són molt intensos, ja que les pèrdues de matèria orgànica i de nitrogen per volatilització són proporcionals a la intensitat de l'incendi (RAISON *et al.* 1985b; LITTLE & OHMANN, 1988). En aquestes circumstàncies, les entrades de nutrients al sistema, a través d'aports atmosfèrics, meteorització i fixació biològica del N_2, no són suficients per contrarestar les pèrdues produïdes amb l'incendi. Així doncs, l'alta intensitat i la recurrència d'incendis pot conduir a una disminució de nutrients i, per tant, a una davallada de la productivitat dels bosc a llarg termini (ABER & MELILLO, 1991; BINKLEY & CHRISTENSEN, 1992). La situació pot empitjorar quan s'hi afegeixen pèrdues del sistema per lixiviació i per erosió. Segons els autors esmentats, en els sòls pertorbats, la qüestió important amb relació a la nutrició del bosc és si la taxa de subministrament de nutrients disponibles és suficient perquè no sigui un límit seriós al creixement de les espècies que s'hi regeneren. Així, s'ha calculat que caldrien 100 anys per a la recuperació del P d'un bosc esclerofil·le d'alta qualitat a Tasmània, després de talar-lo i cremar les restes de

la tala (RAISON, 1980). En canvi, segons ELLIS & GRALEY (1983), les pèrdues pel foc podrien ser compensades per aports de la pluja en 15-20 anys, en boscos plujosos de Tasmània. En altres estudis s'ha estimat que, en cas de focs controlats, caldrien freqüències de cremada d'almenys 10-12 anys per tal que les entrades naturals de N substituïssin la pèrdua per volatilització en un bosc d'eucaliptus (amb molta regeneració d'acàcies), mentre que per al P les freqüències haurien de ser de 20 anys (RAISON *et al.* 1985b). Al foc experimental de Prades, i tenint només en compte la deposició atmosfèrica, s'ha calculat que caldrien 220 anys per a la recuperació del N perdut per volatilització, 1247 anys per al P i 11 anys per al S. De fet, aquests càlculs deuen donar temps de recuperació més llargs dels reals, perquè s'haurien d'afegir altres entrades de nutrients al sistema (com fixació lliure i simbiòtica del N_2, entrada per aerosols i meteorització) per a les quals no es tenen dades.

Els conreus abandonats

L'extensió i la composició dels boscos des del seu màxim a la Mediterrània de fa 4.000-8.000 anys ha estat fortament condicionada per l'activitat de l'home (VERNET, 1990; IBÁÑEZ *et al.*, 1996). Les necessitats de fusta per a explotacions minerals, construcció i drassanes, de llenya per a fundicions, forns de terrissa i ús quotidià, així com la utilització de les terres més fèrtils per a conreus agrícoles, han potenciat la deforestació, i la marginació dels boscos als terrenys menys favorables per a la producció vegetal. Aquest procés ha estat un continu a la Mediterrània des de la dominació romana i, amb alts i baixos resultants de les necessitats de la població, s'ha mantingut fins a principis del segle actual (LE HOUÉROU, 1993). És a partir d'aleshores, però especialment després dels anys 50, quan la superficie forestal augmenta a causa d'un progressiu abandonament de les terres agrícoles i d'ambiciosos plans de reforestació. Aquesta tendència s'ha mantingut fins avui, i encara podria esdevenir més important si es duen a terme les polítiques de repoblació forestal endegades per les autoritats locals i europees (ROJO, 1996). Quin serà l'efecte d'aquest canvi en l'ús predominant del sòl a la zona nord de la Conca Mediterrània a les darreries del segle XX?

El conreu en vessants comporta sovint elevades taxes d'erosió; de fet aquesta mena de conreus són considerats els més activament erosionats en el moment actual a Espanya (LÓPEZ-BERMÚDEZ, 1992). D'altra banda, l'abandó d'aquestes terres, normalment afeixades, té com a conseqüència la gradual destrucció dels murs de pedra seca i la formació de xaragalls (ARNÁEZ-VADILLO *et al.*, 1992).

La pertorbació del sòl que suposa el conreu agrícola pot ser molt diversa depenent de l'espècie conreada, el règim de conreu i les propietats mateixes del sòl. Serveixi d'exemple la simulació de l'evolució del contingut de matèria orgànica (mesurat com a carboni orgànic) en dos sòls de textura contrastada, en un medi semiàrid (precipitació anual 260 mm i temperatura mitjana anual 16°C) feta amb el model CENTURY (PARTON *et al.*, 1992). Veiem a la figura 6 que en tots els casos el contingut de matèria orgànica disminueix amb el conreu, si bé aquesta

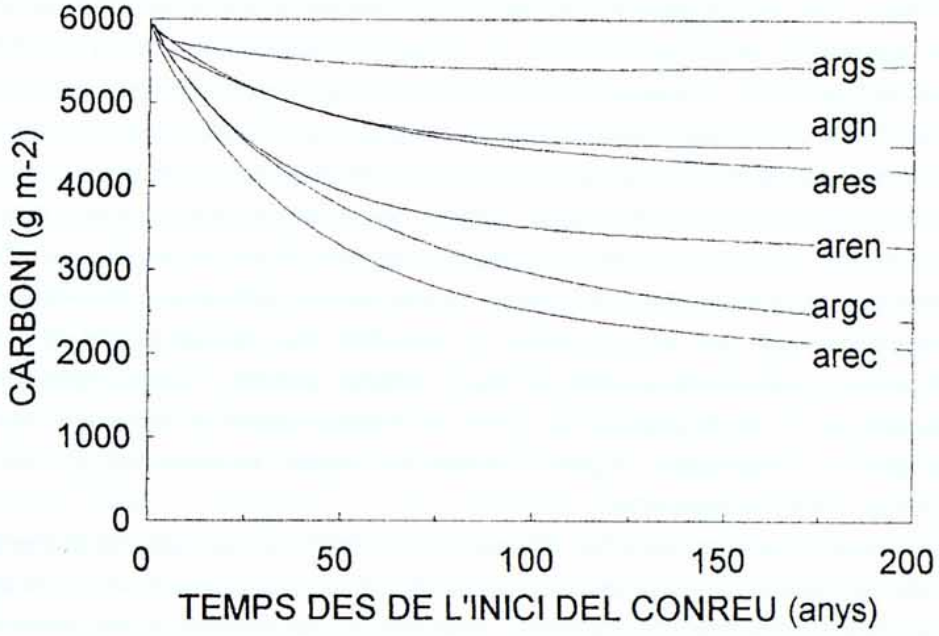


Figura 6. Contingut de carboni orgànic estimat mitjançant el model general d'ecosistemes CENTURY (PARTON *et al.*, 1992) en sòls amb un conreu anual de blat en un medi mediterrani semiàrid. Els sòls tenen una textura argilosa (arg) i franco-arenosa (are). A més, hem simulat l'efecte de l'addició d'adobs (200 kg de nitrogen i 100 kg de fòsfor per hectàrea i any: argn i aren), i de l'addició de palla (1000 kg per hectàrea i any: args i ares). Els resultats es comparen amb els respectius controls, sense adobs ni palla (argc i arec).

Estimates of organic carbon content in semi-arid wheat crop using the general ecosystems model CENTURY (PARTON *et al.*, 1992). The soils considered are clayey (arg) and sandy-loam (are). The addition of fertilizers (200 kg N and 100 kg P per ha and year: argn and aren), and straw (1000 kg per ha and year: args and ares) are simulated as well. Results are compared with the respective controls, without fertilizers or straw: argc and arec.

disminució és més evident en el sòl sorrenc, menys capaç de protegir la matèria orgànica. D'altra banda, l'increment de la producció provocat per la fertilització i, especialment, l'aport addicional de palla fan que la desaparició de la matèria orgànica edàfica s'atenui.

El conreu no solament afecta el contingut de matèria orgànica, sinó que causa també empobriment de l'activitat biològica (GARCÍA & HERNÁNDEZ, 1996). Particularment destacable és la manca d'inòcul micorízic, que pot condicionar les etapes inicials de la successió (DÍAZ & HONRUBIA, 1993a; DÍAZ & HONRUBIA 1993b; BAREA *et al.*, 1996).

La pertorbació física que suposa el conreu sol anar acompanyada d'un deteriorament de les propietats físiques del sòl, com ara la destrucció dels macroagregats (PAYNE, 1996). A això també contribueix l'empobriment del compartiment biòtic del sòl ja que l'estabilitat dels agregats en sòls mediterranis inalterats i amb diferents graus de pertorbació es troba molt relacionada amb la quantitat de bacteris i fongs al sòl, la concentració de polisacàrids i, especialment, la longitud d'hifes fúngiques (ROLDÁN *et al.*, 1994a; ROLDÁN *et al.*, 1994b).

Resulta obvi que les modificacions que experimentarà el sòl després de l'abandó dependran en bona part de l'ús previ, i això dificulta les generalitza-

cions. En el cas de la disponibilitat de nutrients al sòl, i especialment d'aquells nutrients que afegits en forma d'adobs són relativament immòbils, com ara el fòsfor, aquesta dificultat es fa particularment palesa (vegeu per exemple ESCARRÉ *et al.*, 1983). No és estrany doncs, que les anàlisis del fòsfor total i el disponible per a les plantes en els 30 cm superiors de sòls de plantacions de *Pinus radiata* de diferents edats establertes en antics conreus no mostrin cap tendència temporal. Si a aquest fet afegim que les diferències entre sòls (de l'ordre de centenars de kilograms de fòsfor total) estan molt per sobre de les esperables si fossin degudes a l'assimilació per part dels vegetals, els resultats fan pensar que la plantació té un efecte relativament petit sobre el fòsfor edàfic: d'altres factors, probablement relacionats amb la topografia o l'ús previ de la terra, deuen ser els responsables de les diferències observades. Aquesta variabilitat també ha estat descrita en el cas del nitrogen (VITOUSEK *et al.*, 1989).

Diversos processos associats al creixement del bosc suposen un increment de l'entrada de protons al sistema (absorció de cations, increment de la respiració edàfica, producció d'àcids orgànics, intercepció de contaminants atmosfèrics) (RICHTER & BINKLEY, 1987). Depenent dels sistemes amortidors del sòl, aquesta entrada es pot traduir en una davallada del pH del sòl com l'observada a les plantacions de *Pinus radiata* abans esmentades (fig. 7). La disminució del pH del sòl no necessàriament suposa una pèrdua de productivitat del lloc, i en tot cas, es pot veure ràpidament revertida quan el bosc és sotmés a pertorbacions com la tala o el foc.

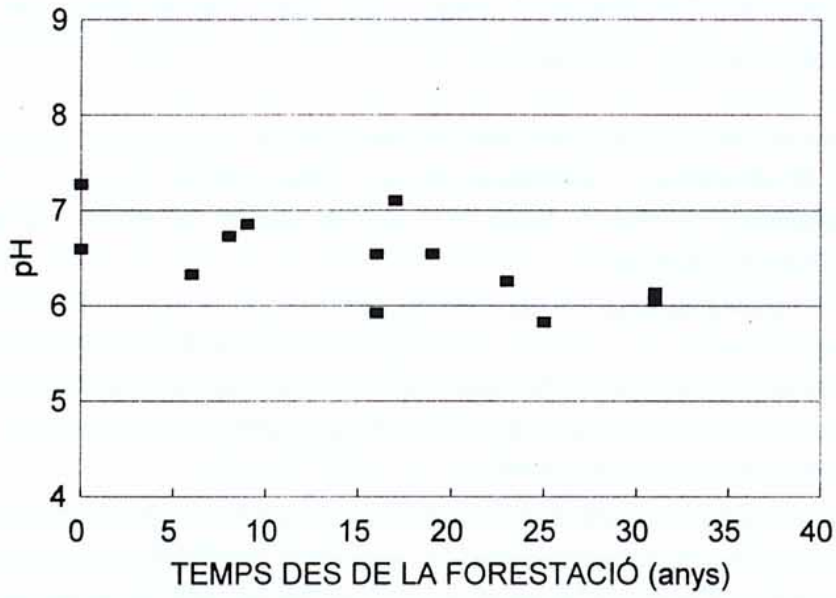


Figura 7. Concentració de protons en solució aquosa de sòls procedents d'una cronoseqüència de plantacions de *Pinus radiata* sobre *Typic Xerochrept* de la vall de Vallgorguina (CORTINA, 1992).

Soil pH in a chronosequence of *Pinus radiata* plantation on *Typic Xerochrept* from Vallgorguina (Catalonia). CORTINA, 1992.

Tal com s'ha esmentat abans, el conreu del sòl suposa sovint una disminució del contingut de matèria orgànica, encara que diferents autors no es posen d'acord

sobre la magnitud d'aquesta disminució i sobre la importància que té l'acumulació de matèria orgànica prèvia a la rompuda (MANN, 1986; DAVIDSON & ACKERMAN, 1993). Això és conseqüència, sobretot, de la disminució de l'aport de residus orgànics i de la pertorbació de l'estructura del sòl, que protegia físicament bona part de la matèria orgànica. El resultat és que l'abandó del conreu i la successió secundària que aleshores s'inicia –de manera espontània o modificada amb la introducció d'espècies forestals a les plantacions– suposa l'increment del contingut de matèria orgànica del sòl. La major part d'aquest increment es produeix en els horitzons minerals del sòl, i només una petita proporció s'acumula formant els horitzons orgànics. No obstant, aquesta fracció, que en condicions mediterrànies assoleix el seu màxim en pocs anys (CORTINA, 1992) té molta importància pel que fa al flux de nutrients i aigua, i al manteniment de les propietats físiques del sòl (VILES, 1990). A la figura 8 es pot veure que la concentració de carboni als primers centímetres dels horitzons minerals del sòl (els més sensibles a aquesta mena de canvis) s'incrementa substancialment en poc més de 30 anys des de l'abandó del conreu, aproximant-se als valors observats en boscos propers d'alzina i suro (27.3 g de C per kg de sòl; n = 3). Resultats semblants han estat observats per ESCARRÉ *et al.* (1983) a successions espontànies després de l'abandó.

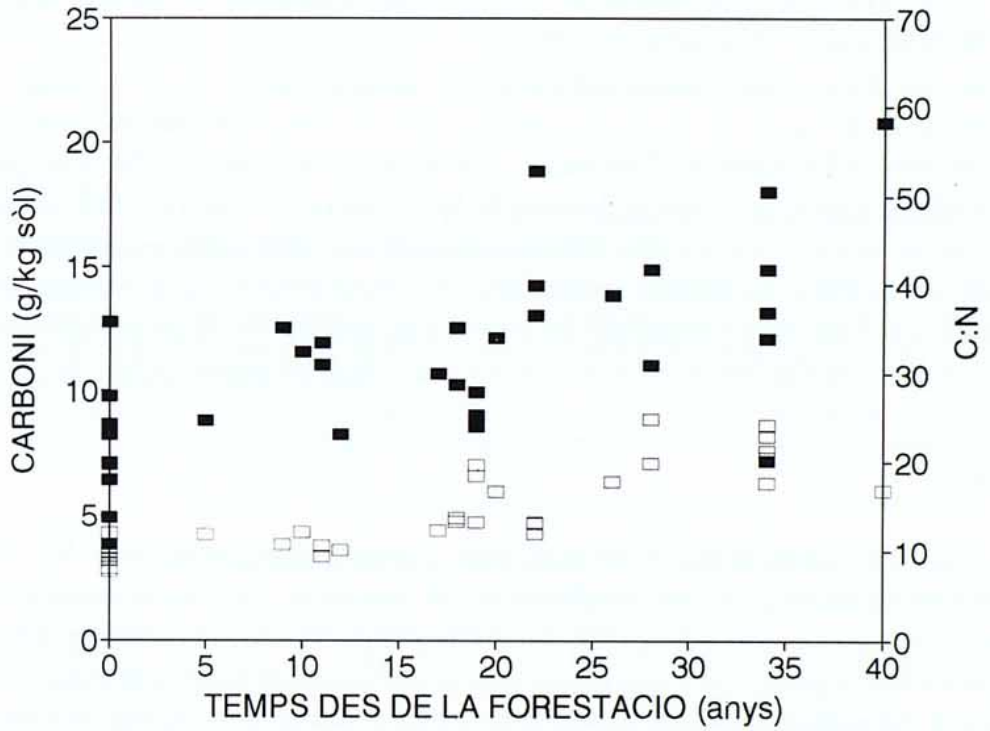


Figura 8. Contingut de carboni orgànic (quadrats blancs) i quocient C:N (quadrats negres) en els primers 5 cm de sòl d'una cronoseqüència de plantacions de *Pinus radiata* de la Vall de Vallgorguina (CORTINA, 1992).

Organic carbon content (white squares) and C:N ratio (black squares) for the top 5 cm of mineral soil in a chronosequence of *Pinus radiata* plantation in Vallgorguina (Catalonia). CORTINA, 1992.

D'altra banda, la matèria orgànica del sòl es troba distribuïda en diferents fraccions físiques amb temps de residència que van des d'alguns mesos per les més làbils, fins a milers d'anys per les més recalcitrants (PARTON *et al.*, 1992).

Les fraccions més làbils són les que es veuen més afectades per pertorbacions com la llaurada (CHRISTENSEN, 1992; CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992; BIEDERBECK *et al.*, 1994), i de fet la disminució en el contingut de matèria orgànica que es pot observar a la figura 6 és resultat de la progressiva desaparició de les fraccions més làbils (les fraccions anomenades activa i lenta en el model). La figura 8 ens dóna una indicació indirecta de les conseqüències d'aquest procés, és a dir, de l'augment de la proporció de les fraccions de matèria orgànica més làbils després de l'abandó del conreu a les plantacions de *Pinus radiata* abans esmentades, ja que aquestes fraccions de matèria orgànica solen tenir una proporció carboni:nitrogen més alta.

L'augment del quocient C:N del sòl podria suggerir que la disponibilitat de nitrogen per a les plantes disminueix després de l'abandó. Això probablement no és cert, ja que la concentració de nitrogen total al sòl no mostra cap tendència amb el temps des de l'abandó (l'increment en el quocient C:N és resultat de l'increment en la concentració de carboni únicament), i la disponibilitat potencial de nitrogen en aquests sòls –determinada a partir d'un mètode estandarditzat basat en la producció d'amoni quan se sotmet el sòl a autoclavatge– estava correlacionada amb la concentració de nitrogen total (CORTINA, 1992).

Tant la davallada del pH com l'augment del contingut de matèria orgànica, les modificacions en la seva qualitat, etc. reflecteixen les condicions prèvies a l'abandó i, fet no menys important però molt menys conegut, el desenvolupament posterior de la vegetació. Així els exemples descrits foren molt diferents en funció de l'espècie o les espècies dominants. En aquest sentit cal tenir present que les generalitzacions sobre l'efecte deleteri de les coníferes en contrast amb els planifolis no es veuen corroborades per estudis realitzats amb dissenys experimentals sòlids, i que l'únic paràmetre característic de l'espècie que d'una manera consistent es relaciona amb variacions en la fertilitat del lloc és la proporció entre la concentració de lignina en els teixits senescents i la de nitrogen (BINKLEY, 1995).

Síntesi

Els sòls mediterranis presenten trets comuns relacionats amb les característiques climàtiques que condicionen el seu grau de desenvolupament, la presència d'alguns sòls relictes poc o molt freqüents i l'activitat biològica dels sòls. Aquesta activitat biològica determina baixos continguts en matèria orgànica i ràpid ciclatge del nitrogen. Dins d'aquest marc general, definit pels factors climàtics, hi ha notables diferències relacionades principalment amb el substrat litològic i que determinen diferents nivells de fertilitat. Per tant, no sembla justificat atribuir de forma genèrica un caràcter oligotròfic als sòls mediterranis.

La dinàmica i l'estructura de molts ecosistemes mediterranis s'ha associat a la presència sostinguda de pertorbacions, sobretot el foc, si bé aquest no és un fenomen exclusiu del mediterrani, ni és més dràstic (freqüència, extensió, intensitat) que en altres ambients. Probablement és més característica la combinació de foc, clima sec i pluges torrencials de tardor. En temps recents, els focs poc o molt

recurrents han afectat molts conreus abandonats i boscos i matollars profundament modificats per l'acció antròpica en la Conca Mediterrània. En conseqüència, en les situacions ambientals més limitants, la seqüència de pertorbacions "pressió antròpica-abandó-foc" sovint produeix efectes acumulatius que poden resultar en forta degradació dels sòls i del conjunt de l'ecosistema.

Bibliografia

ABER, J.D. & MELILLO, J.M. 1991 - Litter Decomposition and Nutrient Balances. In: *Terrestrial Ecosystems*: 173-194. Saunders College Publishing.

ALCALÁ, L. & MONTURIOL, F. 1988. - Variabilidad de los diferentes tipos de suelos rojos de España. *An. Edafol. Agrobiol.*, 47(1-2): 371-394.

ALCAÑIZ, J.M., SERRASOLSAS, I. & VALLEJO, V.R. 1996 - Efectes dels incendis forestals sobre el sòl. In *Ecologia del foc* (TERRADES, J., ed.): 111-130. Editorial Proa. Barcelona.

ARNÁEZ VADILLO, J., ORTOGOSA, L. & OSERIN, M. 1992 - Descripción y cuantificación de procesos de erosión en bancales abandonados (Sistema Ibérico, La Rioja). In:. *Estudios de Geomorfología en España* (LÓPEZ-BERMÚDEZ, F., CONESA, C. & ROMERO, M.A., eds.). Soc. Esp. de Geomorfología. Murcia.

ATTIWILL, P.M. 1994a. - The Disturbance of Forest Ecosystems - The Ecological Basis for Conservative Management. *For. Ecol. Manag.*, 63: 247-300.

ATTIWILL, P.M. 1994b - Ecological disturbance and the conservative management of eucalypt forests in Australia. *For. Ecol. Manag.*, 63: 301-346.

ATTIWILL, P.M. & ADAMS, M.A. 1993 - Nutrient cycling in forests. *New Phytologist*, 124: 561-582.

ATTIWILL, P.M. & LEEPER, G.W. 1987 - *Forest soils and nutrient cycles*. Melbourne University Press. 202 pp.

BALLARD, T.M. & CARTER, R.E. 1986 - Evaluation of forest stand nutrient status. BC Ministry of Forests. *Land Management report* 20.

BAREA, J.M., REQUENA, N. & JIMÉNEZ, I. 1996 - A revegetation strategy based on the management of arbuscular mycorrhizae, *Rhizobium* and rhizobacterias for the reclamation of desertified Mediterranean shrubland ecosystems. *Options Méditerranénnes*, 20: 75-86.

BAUTISTA, S., BELLOT, J. & VALLEJO, V.R. 1996 - Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10(3): 235-242.

BEIZE, D. & GIRARD, M.C. 1992 - *Référentiel pédologique*. INRA Editions, Versailles.

BELLOT, J. 1988 - *Análisis de los flujos de deposición global, translocación, escorrentía cortical y deposición seca en el encinar mediterráneo de l'Avic (Sierra de Prades, Tarragona)*. Tesi Doctoral. Universitat d'Alacant.

BERG, B. & STAAF, H. 1980 - Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. I. Influence of stand age. *Ecol. Bull.*, 32: 363-72.

BERNIER, B. 1968 - Descriptive outline of forest humus form classification. *Proc. 7th Meeting Nat. Soil Survey Comm.* Canada. Ottawa. Ontario.

BIEDERBECK, V.O., JANZEN, H.H., CAMPBELL, C.A. & ZENTNER, R.P. 1994 - Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biol. Biochem.*, 26: 1647-1656.

BINKLEY, D. 1995 - The influence of tree species on forest soils: processes and patterns. In *Proc. of the Trees and Soil Workshop* (MEAD, D.J. & CORNFORTH, I.S., eds). Lincoln Univ. 1994. Agron. Soc. of New Zealand Special Publ. No. 10. Lincoln Univ. Press. Canterbury.

BINKLEY, D. & CHRISTENSEN, N. 1992 - The effects of canopy fire on nutrient cycles and plant productivity. In *Pattern and process in crown fire ecosystems* (LAVEN, R. & OMI, P., eds.): Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA.

BLOOM, A.J., CHAPIN, F.S. III & MOONEY, H.A. 1985 - Resource limitation in plants-an economic analogy. *Ann. Rev. Ecol. System.*, 16: 363-392.

BOARDMAN, R. 1988 - Living on the edge -the development of silviculture in South Australian pine plantations. *Aust. For.* 51: 135-156.

BORNAND, M. 1978 - *Altérations des matériaux fluvio-glacieres. Gènese et évolution des sols sur terrasses quaternaires dans la moyenne vallée du Rhône.* Thèse d'Etat. Montpellier.

BOTTNER, P. 1982 - Evolution des sols en conditions bioclimatiques méditerranéennes. *Ecologia Mediterranea*, 8: 115-134.

BOTTNER, P., COÛTEAUX, M.M., & VALLEJO , V.R. 1995 - Soil organic matter in Mediterranean-type ecosystems and global climatic changes: A case study - The soils of the Mediterranean Basin. In *Global Change and Mediterranean - Type Ecosystems* (MORENO, J.M. & OECHEL, W.C., eds): 306-325. Springer-Verlag. New York.

BRADBURY, D.E. 1977 - Soils. In *Chile-California Mediterranean scrub atlas: A comparative analysis* (DOWDEN, N., THROWER, J.W. & BRADBURY, D.E., eds.): 78-81. Hutchinson & Ross., Stroudsburg.

BRADBURY, D.E. 1981 - The physical geography of the Mediterranean lands. In *Ecosystems of the World. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands* (DI CASTRI , F., GOODALL , D.W. & SPECHT , R.L., eds): 53-62. Elsevier Scientific Publishing. New York.

BUTZER, K.W. 1974 - Accelerated soil erosion: A problem of man-land relationships. In:. *Perspectives on Environment* (MANNERS, I.R. & MIKESELL, M.W., eds.): 57-78. Association of American Geographers. Washington.

CAMBARDELLA, C.A. & ELLIOTT, E.T. 1992 - Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 1034-1040.

CANNELL, M.G.R. 1982 - *World Forest Biomass and Primary Production Data.* Academic Press. London.

CEREZO, F. 1987 - *Estudio agroecológico del polígono de riego de La Violada (Huesca): Producción primaria y mineralomasa en los cultivos de trigo y maíz.* Tesis "master of science". CIHEAM-IAMZ, Zaragoza.

CERVANTES, J.F., ALFARO, G. & MEZA, M. 1989 - Características de los suelos rojos fersialíticos en la cuenca de México. *An. Edafol. Agrobiol.*, 48: 61-71.

CHRISTENSEN, B.T. 1992 - Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.*, 20: 1-90.

CHRISTENSEN, N.L. 1993 - Fire regimes and ecosystems dynamics. In *Fire in the Environment. The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires* (CRUTZEN , P.J. & GOLDAMMER, J.G., eds.): 233-244. Environmental Sciences Research Report ES 13, John Wiley & Sons Ltd. Chichester.

CHRISTENSEN, N.L. 1994 - The effects of fire on physical and chemical properties of soils in Mediterranean-climate shrublands. In *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems. Ecological Studies, 107* (MORENO, J.M. & OECHEL, W.C., eds.): 79-95. Springer-Verlag. Berlin.

COLE, D.W. & RAPP, M. 1981 - Elemental cycling in forest ecosystems. In *Dynamic properties of forest ecosystems* (REICHLE, D.E., eds.): 341-409. Cambridge Univ. Press., Cambridge.

CORTINA, J. 1992 - *Efectes de les plantacions de Pinus radiata D. Don sobre la fertilitat del sòl.* Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

COSGROVE, D.J. 1967 - Metabolism of organic phosphates in soil. In *Soil Biochemistry* (MCLEARN, A.D. & PETERSON, G.H., eds.): 216-228. Edward Arnold Ltd.

COÛTEAUX, M.M., BOTTNER, P. & BERG, B. 1995 - Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends Ecol. Evolution* 10: 63-66.

DAHLGREN, R.A. & DRISCOLL, C.T. 1994 - The Effects of Whole-Tree Clear-Cutting on Soil Processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. *Plant Soil*, 158: 239-262.

DAVIDSON, E.A. & ACKERMAN, I.L. 1993 - Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20: 161-193.

DEBANO, L.F. & CONRAD, C.E. 1978 - The effects of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology*, 59: 489-497.

DEBANO, L.F., EBERLEIN, G.E. & DUNN, P.H. 1979 - Effects of burning on Chaparral soils: I. Soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 504-509.

DI CASTRI, F. 1981 - Mediterranean-type shrublands of the world. In *Ecosystems of the World. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands.* (DI CASTRI, F., GOODALL, D.W. & SPECHT, R.L., eds.): 1-43. Elsevier Scientific Publishing. New York.

DÍAZ, G. & HONRUBIA, M. 1993a - A mycorrhizal survey of plants growing on mine wastes in Southeast Spain. *Arid Soils Res. Rehabil.*, 8: 59-68.

DÍAZ, G. & HONRUBIA, M. 1993b - Infectivity of mine soils from Southeast Spain. II. Mycorrhizal population level in spoilt sites. *Mycorrhiza*, 4: 85-88.

DUCHAUFOUR, P. 1984 - *Edafología. 1. Edafogénesis y clasificación.* Masson, Barcelona.

EDIT, R. 1977 - Detection and examination of Anthrosols by phosphate analysis. *Science*, 197: 1327-1333.

ELLIS, R.C. & GRALEY, A.M. 1983 - Gains and losses in soil nutrients associated with harvesting and burning eucalypt rainforest. *Plant Soil*, 74: 437-450.

ENRÍQUEZ, S., DUARTE, C.M. & SAND-JENSEN, K. 1993 - Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, 94: 457-471.

ESCARRÉ, J., HOUSSARD, C., DEBUSSCHE, M. & LEPART, J. 1983 - Évolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne: étude de succession dans les Garrigues du Montpelliérais (France). *Oecol. Plant.*, 4: 221-239.

ESCUDERO, A., DEL ARCO, J.M. & GARRIDO, M.V. 1992 - The efficiency of nitrogen retranslocation from leaf biomass in *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio*, 99-100:225-237.

ETHERINGTON, J.R. 1982 - *Environmental plant ecology.* J. Wiley & Sons, Chichester.

FAO. 1988 - Soil map of the world. Revised legend. Rome.

FERRAN, A. 1996 - La fertilitat de sòls forestals en la regeneració després del foc en diferents ecosistemes mediterranis. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona.

FERRAN, A., & VALLEJO, V.R. 1992 - Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. *Vegetatio*, 99-100: 239-246.

FONS, J. 1995 - *Avaluació de la fertilitat dels sòls forestals mediterranis. El cas de les pindes de pi blanc (Pinus halepensis Mill.).* Tesi doctoral. Universitat de Barcelona.

FONS, J. & VALLEJO, R. 1997 - Humus form patterns in some Mediterranean forests. *Ann. Sci. For.* (en premsa).

FOULDS, W. 1993 - Nutrient concentrations of foliage and soil in South-western Australia. *New Phytol.*, 125: 529-546.

FOX, B.J. & FOX, M.D. 1986 - Resilience of animal and plant communitites to human disturbance. In *Resilience in Mediterranean-type ecosystems* (Dell, B., Hopkins, A.J.M. & Lamont, B.B., eds): 39-64. Dr. W Junk Publ. Dordrecht.

GALLARDO, A., & MERINO, J. 1993 - Leaf Decomposition in 2 Mediterranean Ecosystems of Southwest Spain - Influence of Substrate Quality. *Ecol.*, 74: 152-161.

GARCÍA, C. & HERNÁNDEZ, T. 1996 - Organic matter in bare soils of the Mediterranean region with a semiarid climate. *Arid Soil Res.Rehabil.*, 10: 31-41.

GILLON, D. & RAPP, M. 1989 - Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant Soil*, 120: 69-77.

GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S. & GIACHETTI, M. 1990 - Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In *Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and Northern perspectives* (GOLDAMMER, J.G. & JENKINS, M.J., eds.): 95-102. The Hague SPB Academic Publishing. The Netherlands.

GODRON, M., GUILLERM, J.L., POISSONET, J., POISSONET, P., THIAULT, M. & TRABAUD, L. 1981 - Dynamics and management of vegetation. In *Ecosystems of the World. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands* (DI CASTRI, F., GOODALL, D.W. & SPECHT, R.L., eds.): 317-344. Elsevier Scientific Publishing. New York.

GREEN, R.N., TROWBRIDGE, R.L., & KLINKA, K. 1993 - Towards a taxonomic classification of humus forms. *For. Sci. Monogr.* 29: 1-48.

GRESSEL, N. & MCCOLL, J.G. 1997 - Phosphorus mineralization and organic matter decomposition: a critical review. In *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition* (CADISH, G. & GILLER, K.E., eds.): 297-309. CAB International, Cambridge.

GUERRA, A. 1972 - *Los suelos rojos en España. Contribución a su estudio y clasificación.* Inst. Edafol. Biol. Veg., CSIC, Madrid.

HARRISON, A.F. 1987 - *Soil Organic Phosphorus. A Review of World Literature.* CAB International. Oxon.

HERETER, A. 1990 - *Els sòls forestals del Massís del Montseny.* Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

HOBBS, R.J., RICHARDSON, D.M. & DAVIS, G.W. 1995 - Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In *Mediterranean-type ecosystems. The function of biodiversity. Ecological Studies, vol. 109* (DAVIS, G.W. & RICHARDSON, D.M., eds.): 1-42. Springer-Verlag. Berlin.

HÜTTL, R.F. 1990 - Nutrient supply and fertilizer experiments in view of N saturation. *Plant Soil*, 128: 45-58.

IBÁÑEZ, J., LÓPEZ-LAFUENTE, J. & LOBO, A. 1996 - Cambio climático y acción antrópica en el Mediterráneo: lecciones del pasado. In *Erosión y recuperación de tierras en áeras marginales* (LASANTA, T. & GARCÍA RUIZ, J.M., eds.): 183-204. IER, Soc. Española de Geomorfología, Logroño.

JONES, C.A. 1981 - Proposed modifications of the diagnosis and recommendation integrated system (DRIS) for interpreting plant analyses. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 12: 785-794.

JOSA, R. 1985 - Estudi cronoseqüencial de sòls sobre les terrasses de l'Anoia. Tesi doctoral, Universitat de Barcelona.

KEELEY, S.C., KEELEY, J.E., HUTCHINSON, S.M. & JOHNSON, A.W. 1981 - Postfire succession of the herbaceous flora in southern California chaparral. *Ecology*, 62: 1608-1621.

KHANNA, P.K. & RAISON, R.J. 1986 - Effects of fire intensity on solution chemistry of surface soil under Eucaliptus pauciflora forest. *Aust. J. Soil Res.*, 24: 423-434.

KIMMINS, J.P. 1996 - *Forest ecology. A foundation for sustainable management.* Second Edition Prentice-Hall International. New Jersey, pp. 596.

KLINKA, K., GREEN, R., TROWBRIDGE, R. & LOWE, L. 1981 - *Taxonomic classification of humus forms in ecosystems of British Columbia.* Report No. 8. BC Ministry of Forests, Victoria, Canada.

KONONOVA, M.M. 1975 - Humus of virgin and cultivated soils. In *Soil components, vol. I. Organic components* (GIESEKING, J.E., ed.). Springer-Verlag, New York.

KUBIENA, W. 1953 - *The soils of Europe.* Thomas Mueby Co., London.

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.

LAMONT, B.B. 1995 - Mineral nutrient relations in Mediterranean regions of California, Chile, and Australia. In *Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California, and Australia* (ARROYO, M.T.K., ZEDLER, P.H. & FOX, M.D., eds.): 211-235. Springer-Verlag. Berlin.

LAMOUROUX, M. 1972 - Etude de sols formés sur roches carbonatées. Pédogenèse fersiallitique au Liban. *Mém. ORSTOM*, 56.

LE HOUÉROU, H.N. 1981 - Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. In:. *Ecosystems of the World. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands* (DI CASTRI, F., GOODALL, D.W. & SPECHT, R.L., eds.): 479-521. Elsevier Scientific Publishing. New York.

LE HOUÉROU, H.N. 1993 - Land degradation in Mediterranean Europe: can agroforestry be a part of the solution? A prospective review. *Agrofor. Syst.*, 21: 43-61.

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.

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. In *Geomorfología en España* (ARNÁEZ, J., GARCÍA RUIZ, J.M. & GÓMEZ VILLAR, A., eds.): 81-92. S.E.G. Logroño.

LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. 1992 - La erosión del suelo, un riesgo permanente de desertificación. *Ecosistemas*, 3: 10-13.

MANN, L.K. 1986 - Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Sci.*, 142: 279-288.

MARGARIS, N.S., ADAMANDIADOU, S., SIAFACA, L. & DIAMANTOPOULOS, J. 1984 - Nitrogen and phosphorus content in plant species of Mediterranean ecosystems in Greece. *Vegetatio*, 55: 29-35.

MARION, G.M. & BLACK, C.H. 1988 - Potentially available nitrogen and phosphorus along a chaparral fire cycle chronosequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 1155-1162.

MARSCHNER, H. 1989 - *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press. London.

MARTIN, R.E. 1982 - Fire history and its role in succession. In *Forest Succession and Stand Development in the Northwest* (MEANS, J.E., ed.): 92-99. Corvallis Forest Res. Lab. Oregon State. Univ.

MAYOR, X. & RODÀ, F. 1994 - Effects of irrigation and fertilization on stem diameter growth in mediterranean holm oak forest. *For. Ecol. Manage.*, 68: 119-126.

MAYOR, X., BELMONTE, R., RODRIGO, A., RODÀ, F. & PIÑOL, J. 1994 - Crecimiento diametral de la encina (*Quercus ilex* L.) en un año de abundante precipitación estival: efecto de la irrigación previa y de la fertilización. *Orsis*, 9: 13-23.

MCGILL, W.B. & COLE, C.V. 1981 - Comparative aspects of cycling of organic C, N, S, and P through soil organic matter. *Geoderma*, 26: 267-286.

MEENTEMEYER, V. 1978 - Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59: 465-472.

MEENTEMEYER, V. 1984 - The geography of organic decomposition rates. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 74: 551-560.

MELILLO, J.M., ABER, J.D., & MURATORE, J.F. 1982 - Nitrogen and lignin control of harwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621-626.

MENAUT, J.C., ABBADIE, L. & VITOUSEK, P.M. 1993 - Nutrient and Organic Matter Dynamics in Tropical Ecosystems. In *Fire in the Environment. The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires. Environmental Sciences Research Report ES 13* (CRUTZEN, P.J. & GOLDAMMER, J.G., eds.): 215-231. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

NAHAL, I. 1981 - The mediterranean climate from a biological viewpoint. In *Ecosystems of the World. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands* (DI CASTRI, F., GOODALL, D.W. & SPECHT, R.L., eds.). Elsevier Scientific Publishing. New York, pp. 63-86.

NAKOS, G. 1979 - Forest soils of Greece: physical, chemical and biological properties. *Forest Ecol. And Managem.*, 2, 35-51.

NAVEH, Z. 1990 - Fire in the Mediterranean - a landscape perpective. In *Fire in ecosystems dynamics: Mediterranean and Northern perpectives* (GOLDAMMER, J.G. & JENKINS, M.J., eds.): 1-20. SPB Academic Publ. The Hague.

NAVEH, Z. & LIEBERMAN, A.S. 1993 - *Landscape ecology*. Springer-Verlag, New York.

OADES, J.M. 1988 - The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5: 35-70.

OADES, J.M., LEWIS, D.G. & NORRISH, K. 1981 - *Red-brown earths of Australia*. University of Adelaide & CSIRO, Adelaide.

OLSON, J.S. 1963 - Energy storage and the balance and producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44 (2): 322-31.

PARTON, W.J., MCKEOWN, B., KIRCHNER, V. & OJIMA, D. 1992 - *CENTURY users manual*. Colorado State Univ. NREL. Fort Collins.

PAYNE, C. 1996 - Estructura del suelo, laboreo y comportamiento mecánico. In *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Rusell* (WILD, A., ed.). Mundiprensa, Madrid.

PERLIN, J. 1991 - *A forest journey*. Harvard Univ. Press, Cambridge.

PIÑOL, J. 1996 - El procés de combustió i les característiques dels vegetals que l'afecten. In *Ecologia del Foc* (TERRADAS, J., ed.): 76-81. Proa. Barcelona.

PROBERT, M.E. 1993 - The sorption of phosphate by soils. In *Soils. An Australian Viewpoint* (Division of Soils, CSIRO): 427-438. CSIRO. Melbourne.

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. 1985a - Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can. J. For. Res.*, 15: 132-140.

RAISON, R.J., KHANNA, P.K. & WOODS, P.V. 1985b - Transfer of elements to the atmosphere during low intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forest. *Can. J. For. Res.*, 15: 657-664.

RAISON, R.J., KHANNA, P.K. & WOODS, P.V. 1986 - Decomposition and accumulation of litter after fire in sub-alpine eucalypt forests. *Aust. J. Ecol.*, 11: 9-19.

REID, D.J. 1991 - Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia*, 47: 376-391.

RICHTER, D. & BINKLEY, D. 1987 - Nutrient cycles and proton budgets of forest ecosystems. *Adv. Ecol. Res.*, 16: 1-51.

ROJO, L. 1996 - Criterios para la restauración de tierras marginales desde la perspectiva de la administración. In *Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales* (LASANTA, T. & GARCÍA RUIZ, J.M., eds.): 205-211. IER, Soc. Española de Geomorfología, Logroño.

ROLDÁN, A., GARCÍA-ORENES, F. & LAX, A. 1994a - An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biol. Biochem.*, 26: 1699-1707.

ROLDÁN, A., GARCÍA-ORENES, F. & ALBALADEJO, J. 1994b - Microbial populations in the rizosphere of Brachypodium retusum and their relationship with stable aggregates in a semiarid soil of Southeastern Spain. *Arid Soil Res. Rehabil.*, 8: 105-114.

ROMANYÀ, J. 1993 - *Phosphorus cycling in fast growing forest plantations: availability, plant uptake and the role of forest floor*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

ROMANYÀ, J., CASALS, P., CORTINA, J. & VALLEJO, V.R. 1995 - Soil respiration in a Mediterranean forest as affected by epifauna, earthworm and stoniness on the soil surface. Internat. In *Symp. on litter quality and soil organic matter decomposition*, 56. Wye College, London.

ROSICH, D., CASTELLÓ, A., & VALLEJO, V.R. 1989 - Estudio del ciclo de la materia orgánica en un encinar continental de la Depresión Central Catalana. *Options Méditerranéennes - Série Séminaires*, 3: 173-177.

RUNDEL, P.W. 1979 - Ecological impact of fires on mineral and sediment pools and fluxes. In *Fire and fuel management in Mediterranean-climate ecosystems. MAB technical Note 11* (AGEE, J.K., ed.): 17-21. UNESCO. Paris.

RUNNELS, C.N. 1995 - Degradación del suelo en la Grecia antigua. *Investigación y Ciencia*, 95: 74-77.

SCHAEFER, R. 1973 - Microbial activity under seasonal conditions of drought in mediterranean climates. In *Mediterranean-type ecosystems* (DI CASTRI, F. & MOONEY, H.A., eds.): 191-198. Springer-Verlag, Berlin.

SERRASOLSAS, I. 1994 - *Efectes del foc en la disponibilitat de nutrients en sòls forestals*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

SERRASOLSAS, I. & KHANNA, P.K. 1995a - Changes in heated and autoclaved forest soils of S.E. Australia. I. Carbon and nitrogen. *Biogeochemistry*, 29: 3-24.

SERRASOLSAS, I. & KHANNA, P.K. 1995b - Changes in heated and autoclaved forest soils of S.E. Australia. II. Phosphorus and phosphatase activity. *Biogeochemistry*, 29: 25-41.

SERRASOLSAS, I. & VALLEJO, V.R. 1996 - Efectes de la tala i la crema de restes de tala en la fertilitat del sòl d'un alzinar de la Serra de Prades. *Treb. Cent. Hist. Nat. Conca de Barberà*, 1: 163-179.

SOLER, M., SALA, M. & GALLART, F. 1994 - Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. In *Soil erosion as consequence of forest fires* (SALA, M. & RUBIO, J.L., eds.): 149-161. Geoforma Ediciones. Logroño.

SPECHT, R.L. 1979 - Heathlands and related shrublands of the world. In *Ecosystems of the world, vol. 9A. Heathlands and related shrublands* (SPECHT, R.L., ed.): 1-18. Elsevier, Amsterdam.

SPECHT, R.L. 1981a - Response to fires in heathlands and related srublands. In *Fire and the Australian biota* (GILL, A.M., GROVES, R.H. & NOBLE, I.R., eds.): 395-415. Australian Academy of Science. Camberra.

SPECHT, R.L. 1981b - Primary production in mediterranean-climate ecosystems regenerating after fire. In *Ecosystems of the World. Vol. 11, Mediterranean-Type Shrublands* (DI CASTRI, F., GOODALL, D.W. & SPECHT, R.L., eds.): 257-266. Elsevier Scientific Publishing. New York.

SPECHT, R.L. & MOLL, E.J. 1983 - Mediterranean-type heathlands and sclerophyllous shrublands of the world: an overview. In *Mediterranean-type ecosystems: the role of nutrients* (KRUGER, F.J., MITCHELL, D.J. & JARVIS, J.V.M., eds.): 41-65. Springer-Verlag, Berlin.

SSS. 1990 - *Keys to Soil Taxonomy. SMSS Techn. Monograph 19.* Virginia Pol. Inst. & State Univ, Blacksburg.

TATE, K.R. & SALCEDO, I. 1988 - Phosphorus control of soil organic matter accumulation and cycling. *Biogeochemistry*, 5: 99-107.

THROWER, N.J.W. & BRADBURY, D.E. 1973 - The physiography of the Mediterranean Lands with special emphasis on California and Chile. In *Mediterranean Type Ecosystems. Origin and Structure* (DI CASTRI, F. & MOONEY, H.A., eds.): 37-53. Springer Verlag. Berlin.

TRABAUD, L. 1991 - Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes ecologiques du bassin méditerranéen? *Secheresse*, 2: 163-174.

TRABAUD, L., CHRISTENSEN, N.L. & GILL, A.M. 1995 - Historical biogeography of fire in temperate and Mediterranean ecosystems. In *Fire in the environment: the ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires* (CRUTZEN, P.J. & GOLDAMMER, J.G.; eds.): 276-295. John Wiley & Sons Ltd. Chichester.

TURNER, I.M. 1994 - Sclerophylly: primarily protective? *Functional Ecology*, 8, 669-675.

VALLEJO, V.R. 1983 - *Estudio de los suelos forestales de la Depresión Central Catalana.* Resumen de Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona.

VALLEJO, V.R. 1993 - Evaluation of C:N ratio as a parameter of N mineralization. *Mittl. D. Österr. Bodenkundlichen Gesellschaft*, 47: 71-78.

VALLEJO, V.R. & ROSICH, D. 1990 - Nitrogen evolution in mediterranean forest soils. In *Transactions of the XIV Congress of the ISSS*, 438-439, Kyoto.

VAN WESEMAEL, B. & VEER, M.A.C. 1992 - Soil organic matter accumulation, litter decomposition and humus forms under mediterranean-type forests in southern Tuscany, Italy. *J. Soil Sci.*, 86: 167-178.

VERNET, J.L. 1990 - Man and vegetation in the Mediterranean area during the last 20,000 years. In *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (DI CASTRI, E., HANSE, A.J. & DEBUSSCHE, M., eds.): 161-168. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht.

VILES, H.A. 1990 - "The agency of organic beings": a selective review of recent work in biogeomorphology. In *Vegetation and Erosion* (THORNES, J.B., ed.): 5-24. J. Wiley and Sons. Oxford.

VITOUSEK, P.M. 1981 - Clearcutting and the nitrogen cycle. In *Nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: processes, ecosystem strategies, and management implications.* (CLARK, F.E. & ROSSWALL, T.H., eds.): 631-642. Swedish Natural Science Research Council., Stockolm, Sweden.

VITOUSEK, P.M. & HOWARTH, R.W. 1991 - Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur. *Biogeochemistry*, 13: 87-115.

VITOUSEK, P.M., GOSZ, J.R., GRIER, C.C., MELILLO, J.M. & REINERS, W.A. 1982 - A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*, 52: 155-177.

VITOUSEK, P.M., MATSON, P. & VAN CLEVE, K. 1989 - Nitrogen availability and nitrification during succession: primary, secondary, and old-field seres. *Plant Soil*, 115: 229-239.

WALKER, J., RAISON, R.J. & KHANNA, P.K. 1986 - Fire. In *Australian Soils* (RUSSELL, J.S. & ISBELL, J.S., eds.): 185-216. Univ. Queensland Press, Australia.

WITKOWSKI, E.T.F., MITCHELL, D.T. & STOCK, W.D. 1990 - Response of Cape fynbos ecosystem to nutrient additions: shoot growth and nutrient contents of a proteoid (*Leucospermum parile*) and ericoid (*Phylica cephalantha*) evergreen shrub. *Acta Oecol.*, 11: 311-326.

ZINKE, P.J. 1973 - Analogies between the soil and vegetation types of Italy, Greece and California. In *Mediterranean Type Ecosystems: Origin And Structure* (DI CASTRI, F. & MOONEY, H.A., eds.): 61-80. Springer-Verlag, Berlin.

Rebut / Received: III-1997