

Unitat d'Ecologia-CREAF

Departament De Biologia Animal, Vegetal i Ecologia

Universitat Autònoma de Barcelona

Facultat de Ciències

Alternatives de fertilització per a la rehabilitació de sòls degradats: aplicació de fang fresc, compostat i d'assecatge tèrmic

Memòria presentada per:

David Tarrasón i Cerdà

Per optar al grau de Doctor en Ciències Biològiques
Programa de doctorat interuniversitari en Ciència del Sòl

Amb el vist i plau dels directors de tesi:

Dr. Josep Maria Alcañiz i Baldellou

Professor titular d'Edafologia i Química Agrícola

Unitat d'Ecologia- CREAF

Universitat Autònoma de Barcelona

Dr Oriol Ortiz i Perpinà

Professor ATC d'Edafologia

Unitat d'Ecologia- CREAF

Universitat Autònoma de
Barcelona

Febrer 2004

Llit de roca

L'alba com a imatge
de l'alba, i el cel sencer esfrondant-se
en ell mateix. Irreductible
imatge
d'aigua pura, els porus de la terra
exudant llum: una collita així
com només la llum pot dur, i les pedres mateixes
reviscudes
En la imatge d'elles mateixes.
El consol del dolor.
Paul Auster

El temps

Aquest vers és el present.
El vers que heu llegit ja és el passat
-ja ha quedat enrera després de la lectura.
La resta del poema és el futur,
que existeix fora de la vostra
percepció.
Els mots
són aquí, tant si els llegiu
com no. I cap poder terrestre
no ho pot modificar
Joan Brossa

A la federica

Als meus pares

AGRAÏMENTS

Aquesta nit brindaré amb un *Ruché* del Monferrato per tots i cadascun de vosaltres. ... amb tu, que camines al meu costat.

Als meus directors de tesi: Josep Maria, per la confiança que m'has donat i la teva aportació durant aquests darrers anys; i tu, Oriol pel tàndem que formem – la fotografia ens espera...-

Santi i Oriol, un brindis especial, com vosaltres... Boti i Maud

Pares, iaia, per la vostra estima, que sempre m'acompanya

Juan, amigo, por todos estos años...; Nu, sempre tindrem un motiu per brindar

A Novi i la meva família italiana, que em va acollir en un hivern de glaç i boira...

Joanma, Elena, Ferran, Marc & Co companys d'una vida...; David, per l'amistat

Salut! Gerardo, mi *lindo Colombiano*; Pilar, amiga de nits de flamenco; Hernando, hermano, i Juliana, próxima estación Colombia; Xavi D., per la teva ajuda constant; Wilson, nou fitxatge; Xavi A., home de les formigues;

A la gent del CREAF, pel "bon rotllo" de veritat, Josep, pels oportuns consells; Anselm, per mantenir viu l'esperit crític, Javi, Tete, Miquel, Maria, Carles, José Luís – queda pendiente un combo- i Paula,, Angie, jo tampoc he seguit el meu consell, en aquest moment estic serè...; Isabel, Marc, lola, Jaume, Ferran, Paco, Marta; i als que els dimarts es vesteixen de curt.

Con te Giuseppe, per haber-me introduït en el món del multicriteri i l'ajut desinteressat, salut!

Un brindisi Prof Previtali, per le nostre chiacchere sul mondo

Pere, pels teus inestimables comentaris; Ramón que en part vas contribuir a que no abandonés el vaixell

En definitiva..., com ja vaig dir al seu moment, amb tots aquells que han fet possible aquesta fita.

També vull agrair al Sr. Ramon Vallmitjana i família per haver-nos cedit els seus terrenys per la realització del experiments de camp i per les facilitats donades.

Les experiències que es presenten en aquesta tesi han estat totalment o parcialment finançades per la per la CIRIT i el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (Projecte ECOFANGS). L'autor ha estat beneficiat d'una beca predoctoral del CREA associada al projecte citat.

INTRODUCCIÓ GENERAL	1
REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES.....	10
CAPÍTOL 1	13
EL FANG DE DEPURADORA COM A ALTERNATIVA ALS FERTILITZANTS MINERALS: FERTILITZACIÓ MINERAL I ORGÀNICA PER A LA TRANSFORMACIÓ EN DEvesa DE MASSES FORESTALS EN REGENERACIÓ.....	13
1.1 INTRODUCCIÓ.....	14
1.2 MATERIALS I MÈTODES.....	17
1.2.1 Àrea d'estudi.....	17
1.2.1.1 Clima.....	17
1.2.1.2 Litologia.....	17
1.2.1.3 Relleu.....	19
1.2.1.4 El sòl.....	19
1.2.1.5 La vegetació.....	22
1.2.2 Disseny experimental.....	23
1.2.3 Paràmetres analitzats.....	26
1.2.3.1 Propietats biològiques.....	26
1.2.3.2 Determinació del N-NH ₄ i N-NO ₃	29
1.2.3.3 Paràmetres relacionats amb la vegetació.....	29
1.2.3.4 Erosió laminar: mesura del volum d'aigua d'escolament superficial.....	30
1.3 RESULTATS.....	32
1.3.1 Propietats biològiques.....	32
1.3.1.1 Paràmetres biològics del sòl.....	32
1.3.1.2 Bosses de descomposició.....	35
1.3.2 Determinació del N-NH ₄ i N-NO ₃	36
1.3.3 Resposta de la vegetació.....	37
1.3.3.1 Biomassa vegetal.....	37
1.3.3.2 Creixement dels arbres.....	38
1.3.4 Erosió laminar: mesura del Volum d'aigua d'escolament superficial.....	39
1.4 DISCUSSIÓ.....	42
1.4.1 Propietats biològiques.....	42
1.4.2 Producció de nitrats: determinació del N-NH ₄ i N-NO ₃	45
1.4.3 Resposta de la vegetació.....	46
1.4.4 Erosió laminar: mesura del Volum d'aigua d'escolament superficial.....	46
1.5 CONCLUSIONS.....	49
1.6 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES.....	50
CAPÍTOL 2	53
DINÀMICA DE LA MATÈRIA ORGÀNICA EN SÒLS TRACTATS AMB TRES TIPUS DE FANGS EN CONDICIONS CONTROLADES.....	53
2.1 INTRODUCCIÓ.....	54
2.2 MATERIALS I MÈTODES.....	57
2.2.1 Disseny experimental.....	57
2.2.1.1 Característiques dels materials emprats.....	57
2.2.1.2 Tipus i periodicitat dels mostresos.....	62

2.2.1.3 Paràmetres biològics analitzats.....	63
2.2.2 Tractament de dades	63
2.3 RESULTATS	64
2.3.1 Dinàmica de la matèria orgànica	64
2.3.2 Activitat respiratòria potencial i coeficient de mineralització del carboni	65
2.3.2.1 Efectes immediats	67
2.3.2.2 Efectes al cap d'un any	69
2.3.2.3 Sèries temporals	70
2.3.3 Biomassa microbiana i Quocient C-mic/C-Org	72
2.3.3.1 Efectes immediats	73
2.3.3.2 Efectes al cap d'un any	76
2.3.3.3 Sèries temporals	77
2.3.4 Quocient metabòlic microbià (qCO_2)	79
2.3.4.1 Efectes immediats	79
2.3.4.2 Efectes al cap d'un any	80
2.4 DISCUSSIÓ	83
2.4.1 Efectes immediats	83
2.4.1.1 Activitat Respiratòria potencial i coeficient de mineralització del carboni.....	84
2.4.1.2 Biomassa microbiana i Quocient C-mic/C-Org	85
2.4.1.3 Quocient metabòlic microbià (qCO_2)	85
2.4.2 Dinàmica dels paràmetres biològics	86
2.5 CONCLUSIONS	88
2.6 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES	89

CAPÍTOL 3	92
REGENERACIÓ AMB FANGS DEPURADORA DE DUES ZONES FORESTALS DEGRADADES: PROPIETATS BIOLÒGIQUES DE DOS SÒLS ESMENATS AMB FANG FRESC, COMPOSTAT I ASSECAT TÈRMICAMENT.....	92
3.1 INTRODUCCIÓ	93
3.2 MATERIALS I MÈTODES	97
3.2.1 Àrea d'estudi.....	97
3.2.1.1 Localització i clima	97
3.2.1.2 El sòl	97
3.2.2. Disseny experimental.....	99
3.2.2.1 Preparació de les parcel·les experimentals.....	100
3.2.2.2. Aplicació dels fangs	102
3.2.2.3 Sembres	104
3.2.3 Paràmetres analitzats.....	104
3.2.3.1 Dades metereològiques	104
3.2.3.2 Propietats biològiques del sòl	105
3.2.4 Tractament de dades	106
3.3. RESULTATS	107
3.3.1 Factors ambientals: precipitació, temperatura i humitat del sòl.	107
3.3.2 propietats biològiques del sòl.....	109
3.3.2.1 Carboni orgànic del sòl.....	109
3.3.2.2 Activitat Respiratòria potencial (ARP) i Coeficient de Mineralització del Carboni (CMC).....	111

3.3.2.3 Biomassa microbiana i relació carboni microbià / carboni orgànic (C-mic/C-Org)	115
3.3.2.4 Quocient metabòlic (qCO_2)	118
3.3.2.5 Flux de CO_2	119
3.4 DISCUSSIÓ	122
3.4.1 Efectes a curt termini	123
3.4.2 Efectes a mitjà termini	127
3.4. CONCLUSIONS	128
3.5 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES	130

CAPÍTOL 4	133
ELS FANGS COM A SUBMINISTRADORS DE NITROGEN: DINÀMICA DEL NITROGEN EN ELS SÒLS FORESTALS ADOBATS	133
4.1 INTRODUCCIÓ	134
4.2 MATERIAL I MÈTODES	139
4.2.1 Disseny d'experiments	139
4.2.2 Paràmetres analitzats	140
4.2.2.1 Formes de nitrogen al sòl	140
4.2.3 Tractament de dades	140
4.4 RESULTATS	142
4.4.1 Formes de N al sòl	142
4.4.1.1 Nitrogen total	142
4.4.2.2 Nitrogen amoniacal	144
4.4.2.3 Nitrogen de nitrat	145
4.4.2.4 Nitrogen mineral ($N-NH_4 + N-NO_3$)	147
4.5 DISCUSSIÓ	151
4.5.1 Nitrogen Total	151
4.5.2 Nitrogen amoniacal	153
4.5.3 Nitrogen de nitrat	155
4.5.4 Nitrogen mineral	156
4.5.5 El problema dels nitrats	158
4.6 CONCLUSIONS	163
4.7 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES	164

CAPÍTOL 5	167
RESPOSTA DE LA VEGETACIÓ A L'APLICACIÓ DELS FANGS	167
5.1 INTRODUCCIÓ	168
5.2. EFECTES SOBRE LA GERMINACIÓ I CREIXEMENT EN CONDICIONS CONTROLADES	171
5.2.1 Disseny experimental i preparació dels bioassaigs	171
5.2.1.1 Efectes sobre el creixement	173
5.2.1.2 Efectes sobre la producció vegetal	173
5.2.1.3 Pigments vegetals	173
5.2.1.4 Proves prèvies de germinació	174
5.2.2 Resultats i discussió	175
5.2.2.1 Efectes sobre la germinació: resultats de les proves prèvies de germinació	175

5.2.2.2 Efectes sobre el creixement	177
5.2.2.3 Efectes sobre la producció vegetal	180
5.2.2.4 Pigments vegetals	181
5.2.3 Conclusions	182
5.3 EFECTES DE DOSIS MODERADES DE FANG SOBRE LA VEGETACIÓ EN CONDICIONS DE CAMP.....	184
5.3.1 Disseny experimental	184
5.3.2 Material i mètodes	184
5.3.2.1 La biomassa vegetal herbàcia	184
5.3.2.2 La vegetació regenerada i introduïda	184
5.3.2.3 El creixement dels arbres.....	186
5.3.3 Resultats i discussió.....	187
5.3.3.1 La biomassa vegetal herbàcia	187
5.3.3.2 La vegetació regenerada i introduïda	189
5.3.3.3 El creixement dels arbres.....	197
5.2.4 conclusions.....	200
5.5 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES	202
CAPÍTOL 6	205
ANÀLISI MULTICRITERI DE DIFERENTS PRÀCTIQUES DE FERTILITZACIÓ AMB FANGS EN L'ÀMBIT FORESTAL.....	205
6.1 INTRODUCCIÓ	206
6.2 MATERIAL I MÈTODES.....	208
6.2.1 Identificació i estructuració del problema.....	208
6.2.1 Construcció i aplicació del procediment d'anàlisi i d'agregació	213
6.2.2.1 Mètode REGIME:	213
6.2.2.2 Mètode NAIADE.....	216
6.2.1. Classificació de les alternatives (<i>ranking</i>) i suggeriments d'actuació possibles	219
6.2.3.1 Classificació amb el mètode REGIME	219
6.2.3.2 Classificació amb el mètode NAIADE.....	221
6.3 CONCLUSIONS	225
Consideracions finals	225
6.4 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES	227
CAPÍTOL 7	229
SÍNTESI DE LES CONCLUSIONS	229
7 SÍNTESI DE LES CONCLUSIONS.....	230
7.1 Avantatges d'utilitzar fangs de depuradora.....	230
7.2 Desavantatges d'utilitzar fangs de depuradora	230
7.3 Comparació dels tres fangs emprats.....	231
ÍNDIX DE TAULES I FIGURES	232
ÍNDIX DE TAULES	233
ÍNDIX DE FIGURES.....	236

INTRODUCCIÓ GENERAL

El sòl és un cos tridimensional natural, les propietats del qual són degudes als efectes integrats de l'acció del clima i els organismes que actuen sobre el material parental i sota la influència del relleu al llarg del temps (Tan, 1994). "Un cos constituït de components minerals, orgànics i organo-minerals, desenvolupats i evolucionats al damunt de l'escorça terrestre sota la influència de factors genètics i ambientals com el clima, la roca mare, els organismes animals, vegetals i microorganismes, el relleu i l'aigua. Aquests factors han actuat i interactuat durant períodes de temps diferents, de breus a llarguíssims (eres i períodes geològics) originant sòls diferents del material d'origen, per llurs propietats i característiques físiques, químiques biològiques i morfològiques" (Previtali, 2001). La lentitud i complexitat dels processos que el formen i el transformen el converteix en un recurs no renovable a escala humana.

En el sòl hi tenen lloc una sèrie de funcions clau i fonamentals per la vida ja que: subministra l'aigua i els elements nutritius que requereixen les plantes i, per tant desenvolupa un paper determinant en la producció d'aliments i biomassa; és font de matèries primeres, tal com argiles, sorres, torbes, etc.; la seva capacitat de filtració, amortiment i transformació el converteix en un dels principals factors per a la protecció de l'aigua i l'intercanvi de gasos amb l'atmosfera; i constitueix un hàbitat per les espècies i un reservori genètic, així com un element del paisatge i del patrimoni cultural (EEA, 1999).

La qualitat del sòl, concepte molt usat actualment, representa un valor integrador de la seva estructura, components i atributs, i està relacionada amb l'ús que se'n fa i amb les condicions ambientals que l'afecten (Filip, 2002), de manera que s'utilitza sovint per fer referència a la seva habilitat per a desenvolupar les funcions que li són pròpies. Mantenir la qualitat del sòl equival a conservar la seva productivitat, i també la qualitat de l'ambient, de manera que es garanteixi el desenvolupament saludable de plantes i animals (Maly, S. et al., 2002). El deteriorament de la qualitat d'aquest recurs natural, és a dir, la pèrdua total o parcial de la capacitat per a desenvolupar aquestes funcions (Blum, 1988), és el que entenem per degradació del sòl, que també ha estat descrita com una disfunció de l'ecosistema (Hannam, 2000). El desenvolupament sostenible, per tant, no és factible si no s'hi inclou com a concepte bàsic la conservació del sòl (Navas et al., 1998) i el seu maneig apropiat. El tipus de degradació del sòl fa referència a la naturalesa del procés implicat: desplaçament de material del sòl per acció de l'aigua o el vent (erosió); deteriorament *in situ* a causa de processos físics, químics i biològics etc. D'acord amb Van Lynden (1997), el grau de degradació del sòl es defineix com la intensitat dels processos concrets que la provoquen. Canvis relatius de les propietats del sòl (el percentatge de pèrdua de nutrients, de matèria orgànica, el decreixement relatiu de la capacitat de

retenció d'aigua, etc.) poden ser-ne bons indicadors. En molts casos l'impacte sobre el sòl dels diferents agents de degradació afecta les seves funcions biòtiques, o més específicament una resultant d'aquesta, la seva productivitat.

A nivell europeu els riscos de degradació del sòl són molt complexos i no es donen en la mateixa intensitat a tots els països. Segons l'informe elaborat per la Comissió de les Comunitats Europees (ECC, 2002), s'estima que més del 16% del territori que conforma la UE està afectat per algun procés de degradació, essent les principals amenaces l'erosió, la pèrdua de matèria orgànica, la contaminació, el segellat, la compactació, la reducció de la biodiversitat, la salinització i les inundacions i esllavissaments de terres. A la conca Mediterrània, degut a la forta pressió antròpica des de temps remots, molts sòls estan afectats per processos de degradació.

A Catalunya, els escenaris més vulnerables són, entre altres: (i) les zones afectades per incendis forestals intensos i recurrents; (ii) els conreus en sòls poc profunds i en pendents pronunciades si no s'hi fa un ús correcte; (iii) els *badlands* que es formen sobretot en sòls formats sobre roques margoses; (iv) la sobrepastura en zones especialment vulnerables; (v) la sobrefertilització nitrogenada per aplicació excessiva de purins amb la conseqüent contaminació d'aqüífers, (vi) el consum de sòl per urbanització difusa i per xarxes viàries i (vii) les terres abandonades en zones àrides, sobretot de zones marginals entre els conreus i el bosc.

En quasi tots aquests escenaris, la pèrdua de matèria orgànica es presenta com una de les principals causes i alhora conseqüències de la degradació del sòl. Aquest procés és especialment preocupant, donada la importància vital de la matèria orgànica perquè el sòl pugui desenvolupar les seves principals funcions com a sistema viu. Així doncs, la seva disminució al sòl és un tema complex que repercuteix en la fertilitat, l'erosió, la capacitat amortidora i filtradora, i el desenvolupament dels cicles biogeoquímics (Palm i Swift, 1988), entre altres.

Per tal d'invertir els efectes adversos de la degradació del sòl és necessària la seva correcta gestió i restauració, és a dir, una intervenció que tingui com a objectiu corregir l'estat en que es troben i evitar que es degradin més. En aquest sentit, la restauració s'ha de plantejar de manera que quedi garantida la sostenibilitat de l'ecosistema. Això implica el restabliment de les propietats i dels components del sòl que afavoreixin el seu funcionament i que assegurin el manteniment de la producció, redueixin els nivells de risc i conservin el seu potencial d'una forma econòmicament viable i acceptada socialment (IBSRAM, 1997).

La FAO (2000) proposa unes línies generals bàsiques per dur a terme estratègies de conservació dels sòls, que ens poden servir com a mesures correctores de sòls degradats: augmentar la coberta vegetal, incrementar els nivells de matèria orgànica, incrementar la infiltració i capacitat de retenció d'aigua del sòl, millorar les condicions d'arrelament, millorar la fertilitat i la productivitat. Més recentment l'estratègia temàtica de la Unió Europea (ECC, 2002), proposa una sèrie d'accions similars per fer front a les principals amenaces que poden afectar els sòls.

En determinats casos els efectes de la degradació del sòl poden ser corregits parcialment o total adoptant varies mesures, entre elles l'aplicació de fertilitzants per tal de compensar la pèrdua de nutrients. Les esmenes orgàniques, donades les propietats que la matèria orgànica confereix al sòl, també resulten una via interessant de correcció d'alguns d'aquests problemes.

Amb l'aparició dels fertilitzants minerals es va anar reemplaçant cada cop més els adobs orgànics emprats de manera tradicional (fems, residus agrícoles i forestals, etc.) i que constituïen les principals o úniques fonts per al manteniment i increment de la productivitat del sòl (Pomares i Canet, 2001). Els fertilitzants minerals, degut principalment al menor cost i major facilitat de transport i aplicació, van representar una bona alternativa als orgànics tradicionals. A partir dels anys setanta, amb la creixent generació de residus orgànics com a conseqüència de l'aglomeració urbana, el desenvolupament de la indústria agroalimentària i la ramaderia intensiva, es va començar a veure la necessitat de valoritzar aquests residus com a substituïts dels adobs orgànics i minerals utilitzats fins llavors, donada la seva capacitat per actuar simultàniament com a fertilitzant i esmena orgànica.

Els fertilitzants inorgànics contenen els nutrients en formes solubles i ràpidament assimilables per les plantes. D'aquí deriven, però, els principals desavantatges, ja que incrementen la possibilitat de pèrdues per lixiviació. Per contra, quan els nutrients són aportats en formes orgàniques, cal que es mineralitzin per alliberar-los de forma assimilable, fet que en suposa una disponibilitat generalment més gradual. Així doncs, les reserves orgàniques de nutrients són biodisponibles més lentament i, per tant, es mantenen al sòl durant un període de temps més llarg. No obstant això, quan els residus incorporats al sòl contenen proporcions elevades de matèria orgànica làbil es pot produir una mineralització molt intensa en un breu període. Això suposa que alguns adobs orgànics tenen una forma d'actuació similar als adobs minerals, i poden, per tant, suposar el mateix risc de contaminació de les aigües. Altres riscos associats a l'aplicació d'alguns fertilitzants orgànics estan relacionats amb la contaminació per metalls pesants, la

presència de patògens i, sobretot, amb la dificultat de controlar en origen la seva composició, que pot mostrar una variabilitat temporal important.

En els darrers anys, els residus orgànics que més interès han despertat per a ser aplicats al sòl han estat els fangs de depuradora. S'espera que la quantitat total de fang de depuradora que es genera a Europa incrementi en els propers anys, passant de les 7.2 milions de tones en matèria seca de l'any 1998 a almenys 9,4 milions de tones l'any 2005 (EEA, 2001), fet que suposa un problema important de cara a la seva eliminació i provoca la necessitat de cercar vies sostenibles i econòmicament viables per al seu aprofitament.

La producció creixent de fangs de depuradora és, doncs, un problema que necessita solució, i cal investigar les possibilitats i limitacions del seu ús per aplicació al sòl, especialment en projectes de millora o restauració. En cap cas s'ha de plantejar la incorporació dels fangs al sòl únicament com una via d'eliminació de residus. Únicament un cop garantida la seva salubritat podem pensar en utilitzar-los en aplicacions orientades a la recuperació o millora de la fertilitat dels sòls. És important, per tant, seguir fent estudis de camp i laboratori que ens permetin conèixer les propietats, el comportament i les potencialitats d'aquests residus, així com quantificar els riscos que suposa la seva aplicació al sòl.

En molts estudis s'ha demostrat amb èxit les qualitats d'aquests residus per a la recuperació de sòls degradats (Sawhill i Ferguson, 1998). Els fangs de depuradora poden ser beneficiosos com a subministradors dels macronutrients (N, P) i micronutrients que la planta necessita (Sommers, 1977; Henry *et al.*, 1994; Page i Chang, 1994; Crohn, 1995; Cheung *et al.*, 2000), com a milloradors de les propietats físiques del sòl (Clapp *et al.*, 1986; Tester, 1990; Sort i Alcañiz, 1999), i biològiques (Banerjee, *et al.*, 1997; Ortiz, 1998). No obstant, els fangs sovint contenen quantitats considerables de metalls pesants i compostos orgànics tòxics. Degut a la persistència d'aquests contaminants i la seva toxicitat potencial, l'aplicació al sòl pot suposar un risc per l'ecosistema (Banerjee, *et al.*, 1997; Selivanovskaya, *et al.* 2001). La gran quantitat de nitrogen present en la majoria dels fangs d'origen urbà, en forma orgànica i amoniacal, fa que esdevingui també un problema pels riscos potencials que suposa la seva acumulació al sòl i la posterior lixiviació de nitrats (Smith i Tibbett, 2004).

La Directiva Europea de juny de 1986 (European Commission, 1986) sobre la protecció de l'ambient, i en particular la salut, regula l'ús de fangs residuals en les aplicacions agrícoles. No obstant, únicament considera com a elements de risc el contingut total de metalls pesants dels fangs i dels sòls receptors, les aportacions màximes de metalls pesants

anuals que poden ser aplicades en sòls agrícoles i les limitacions derivades de les directives sobre nitrats. Les lleis vigents dels diferents estats membres de la UE també fan referència al límit de contaminants —generalment, metalls pesants— que poden aportar els fangs de depuradora al ser aplicats al sòl (Düring i Gäth, 2002).

L'actual normativa està sent revisada (Working Document on Sludge, 3rd Draft, 2000, unpublished) i es preveu una major restricció i control dels residus orgànics —incloent fangs de depuradora—. En aquest esborrany es destaca la necessitat d'ampliar els objectius de les regulacions existents i incloure l'ús dels fangs en altres àrees, com la silvicultura, àrees verdes i restauració de sòls. Per totes aquestes aplicacions introdueix una sèrie de restriccions, totes elles destinades a minimitzar el risc d'efectes negatius a: la salut humana, animals i plantes; la qualitat d'aigües superficials i subterrànies; la qualitat del sòl a llarg termini; i la biodiversitat dels microorganismes que viuen al sòl. Finalment, limita l'ús de fangs en aplicacions forestals a plantacions (plantacions de creixement ràpid, plantacions energètiques, etc.) i projectes de reforestació que requereixen una entrada extra de nutrients sempre i quan no se superin les provisions redactades a l'article 4 de la Directiva 75/442/EEC. Aquest 3er esborrany és més restrictiu en els límits de concentració de metalls pesants al sòl i al fang, de contaminants orgànics i la quantitat màxima anual de metalls que es pot afegir al sòl. En aquest darrer cas, hi ha una excepció quan es tracti de restaurar sòls, on es requereix incrementar el contingut de matèria orgànica per tal de potenciar l'activitat biològica del sòl.

L'aparició d'aquest tercer esborrany ens fa pensar que la gestió dels fangs de depuradora ha d'estar sotmesa a una normativa molt exigent i restrictiva, com també ho demostra la carta dirigida a l'Agència de Protecció Ambiental dels Estats Units (USEPA), de part del Centre per la Seguretat Alimentària (Center for Food Safety) junt amb 72 organitzacions, on fan una petició demanant una moratòria d'emergència en l'aplicació de fangs de depuradora - *"sol·licita una moratòria immediata en l'aplicació al sòl de fangs de depuradora requerint que l'EPA permeti congelar la qüestió del nou Sistema Nacional d'eliminació de Residus Contaminants (NPDS) i rescriure i reprendre l'actual NDPS que permet l'aplicació de fangs de depuradora al sòl. La petició també exigeix que EPA comenci immediatament un procés d'elaboració de normatives per eliminar les aplicacions al sòl com una pràctica acceptable de col·locació dels fangs"*-.

ANTECEDENTS

La utilització de fangs de depuradora per a la rehabilitació de sòls és cada cop més freqüent ja que es considera com una solució tècnica per revertir processos de degradació

i promoure el restabliment de la coberta vegetal (Navas *et al.*, 1999). Els beneficis i riscos derivats de l'aplicació de fangs de depuradora per a la recuperació de sòls degradats, ha estat àmpliament estudiada en les darreres dècades per molts autors (Sopper i Kerr, 1979; Sopper, 1993). En la darrera dècada s'han anat desenvolupant significatius esforços per estudiar els efectes de l'aplicació de fangs (ex. Fresquez *et al.*, 1990; Harrison *et al.*, 1994.; Henry *et al.*, 1993; Crohn, 1995; White *et al.*, 1997; Eriksen *et al.*, 1999; Vasseur *et al.*, 2000; Walter *et al.*, 2000; Selivanovskaya *et al.*, 2001; Guerrero *et al.*, 2001.; Jaynes *et al.*, 2003.; Rate *et al.*, 2004; Smith i Tibet, 2004, etc.).

L'equip d'edafòlegs del CREAM porta uns deu anys estudiant les possibilitats d'utilització de fangs de depuradora per a la rehabilitació de sòls degradats, especialment en el cas de restauració de pedreres. L'experiència acumulada va permetre l'elaboració del *Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals* (Alcañiz *et al.*, 1996) on queda demostrat com l'ús correcte d'aquests residus permet revegetar zones molt degradades a un cost reduït. Així, s'han estudiat els efectes dels fangs sobre les propietats físiques del sòl (Sort i Alcañiz, 1999a, 1999b, 2001; Ojeda, *et al.*, 2003), la reducció de la taxa d'erosió (Sort i Alcañiz, 1996; Ortiz i Alcañiz, 2001), les propietats biològiques del sòl restaurat (Ortiz i Alcañiz, 1994; Ortiz, 1998). També s'ha estudiat alguns efectes sobre la fauna edàfica (Barrera *et al.*, 2001; Andrés, 1999), sobre les taxes de germinació i d'implantació d'algunes herbàcies que se solen utilitzar en la restauració de terrenys degradats (Jorba i Andrés, 2000), etc.

Aquesta tesi s'emmarca dins el projecte ECOFANGS (*aprofitament de fangs de depuradora i productes derivats: fang compostat i fang assecat tèrmicament, en la restauració de terrenys degradats*) on s'ha comparat el comportament de fangs frescos amb els mateixos fangs assecats tèrmicament o compostats, en condicions controlades de laboratori i en aplicacions de camp. Els problemes de salubritat associats a l'ús dels fangs frescos, degut a la transmissió de contaminants (Banerjee *et al.*, 1997; Ronald, 1998; Rauch i Becker, 2000) i microorganismes patògens, constitueixen un factor limitant per a la seva aplicació al sòl, i fan necessari investigar les possibilitats d'ús d'aquests residus un cop sotmesos a un procés d'higienització. En el nostre cas, els tres tipus de fang emprats compleixen la normativa actual per al possible ús agrícola i varen ser analitzats de manera exhaustiva per tal de conèixer la seva composició, propietats i contingut en contaminants (metalls pesants, compostos orgànics). Aquest projecte ha estat elaborat i desenvolupat conjuntament de forma coordinada amb l'Institut Químic de Sarrià (IQS) i l'Escola Superior d'Agricultura de Barcelona (ESAB).

OBJECTIUS I ORGANITZACIÓ DEL TREBALL

La present tesi constitueix un intent d'aprofundir en algunes de les propietats que confereixen al sòl l'aplicació de fangs de depuradora. L'ordre escollit en la organització dels capítols d'aquesta tesi vol reproduir el discurs presentat en aquesta introducció.

L'objectiu general es pot resumir en comparar els efectes derivats de l'aplicació de fang fresc, compostat i d'assecatge tèrmic, emprats com a esmenes orgàniques per a la recuperació de sòls degradats, utilitzant indicadors relacionats amb la biologia dels sòls, la producció de formes nitrogenades subministrades pels fangs, i la resposta de la vegetació.

La tesi s'ha dividit en sis capítols: el primer capítol té com a objectiu avaluar els avantatges i inconvenients de la fertilització orgànica amb fangs de depuradora en comparació a l'adobat mineral en zones forestals que es volen transformar en deveses. S'estudien els efectes sobre la pèrdua de sòl per erosió, el desenvolupament de la vegetació, la producció de nitrats i les propietats biològiques del sòl, per tal d'aportar informació sobre quin tipus de fertilització pot resultar més adequada per a la recuperació de sòls, en la transformació de brolles postincendi a deveses.

El segon capítol, té com a objectiu principal caracteritzar la dinàmica i les transformacions que afecten la matèria orgànica de sòls tractats amb tres tipus de fangs (frescs, compostats i assecats tèrmicament) en condicions controlades de laboratori, a partir de (i) Identificar quin dels paràmetres associats a la matèria orgànica del sòl i a la seva dinàmica, pot aportar-nos més informació sobre les característiques particulars dels tres fangs i, per tant, sobre el seu comportament al sòl. (ii) Obtenir informació sobre el comportament d'aquests materials en condicions controlades que, siguin útils per a aplicacions posteriors en condicions de camp.

El tercer capítol, és una ampliació del capítol anterior, atès que s'han emprat els mateixos fangs (fang fresc, compostat i assecat tèrmicament) i s'han escollit dues zones molt properes on principalment les úniques diferències són degudes al tipus de sòl i al procediment d'aplicació. La importància d'aquest experiment es deu al fet que s'ha dut a terme al camp i, per tant, ens servirà per validar els resultats obtinguts en l'experiment de laboratori i aproximar-nos a les condicions reals d'utilització.

L'efecte dels fangs com a fertilitzant nitrogenat ha estat avaluat en el capítol 4, per veure si l'aportació de nitrogen contingut en aquests residus produeix algun desequilibri important o persistent en el cicle d'aquest element en dos sòls forestals que es volen regenerar. Aquest estudi s'ha centrat en: (i) La comparació de l'evolució dels nivells de nitrogen total i mineral ($N-NH_4$ i $N-NO_3$) dels sòls esmenats amb els tres tipus de fang de

depuradora a mitjà termini (13 mesos); (ii) una anàlisi de les diferències en la disponibilitat de nitrogen en funció del tipus de fang usat com a fertilitzant, i els efectes provocats per factors meteorològics, que poden ser determinants a l'hora d'interpretar les variacions temporals del nitrogen inorgànic; (iii) l'avaluació la producció de nitrats i la seva concentració al sòl, com a punt crític d'aquest treball donat el risc potencial de contaminació dels ecosistemes adjacents.

El capítol 5 pretén determinar els efectes directes sobre la vegetació de l'aplicació dels fangs emprats (fresc, compostat i assecat tèrmicament). S'ha dividit en dos grans apartats, un primer per determinar els efectes dels fangs sobre la germinació, els primers estadis de creixement, la producció i la concentració de pigments (clorofil·les i carotenoids) de dues espècies de gramínies, *Dactylis glomerata* i *Lolium perenne*, sembrades sobre dos substrats diferents, (sauló i argilós). El segon apartat, s'ha centrat en l'estudi de la resposta de la vegetació en condicions de camp reals, a través de la mesura de la producció vegetal herbàcia, l'estimació de la riquesa específica i més a llarg termini, el creixement dels arbres.

Abans d'acabar, hem inclòs un sisè capítol que ha sorgit de les reflexions que hi ha hagut en el transcurs i al final d'aquesta tesi. En primer lloc, planteja de quina manera podem respondre a la pregunta més òbvia que ens podem fer, és a dir –quina alternativa d'ús de fangs és la més adequada? – Malauradament, no és gens fàcil respondre a aquesta pregunta, donada l'heterogeneïtat de la informació tractada, l'elevada incertesa i les externalitats no controlables que fan difícils la predicció dels processos, etc. Per altra banda, la problemàtica associada als fangs, ens ha fet reflexionar sobre el paper de l'investigador, és a dir, - de quina manera pot ajudar a pal·liar les conseqüències d'un problema ambiental i de difícil solució, com és la creixent producció de fangs de depuradora -. Aquesta és la raó per la qual proposem en aquest capítol utilitzar altres mètodes d'anàlisi que ens permetin, si no arribar a una solució, almenys intentar donar resposta a les dues preguntes plantejades, és a dir, quina de les pràctiques emprades de fertilització pot ser la més adequada i, de quina manera l'investigador pot ajudar en preses de decisions futures, relacionades amb l'aplicació dels fangs de depuradora.

Per últim presentem les conclusions generals de la tesi, de manera discursiva i amb l'objectiu de sintetitzar al màxim les idees més rellevants.

REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- Alcañiz, J.M.; Comellas, L. i Pujola, M. 1996. Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals. Ed. Junta de Sanejament, Generalitat de Catalunya. Barcelona, 69 p.
- Andrés, P. 1999. Ecological risks of the use of sewage sludge as a fertilizer in soil restoration: effects on the soil microarthropod populations. *Land Degradation & Development*. 10: 67-77.
- Banerjee, M.R.; Burton, D.L. & Depoe, S. 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 241-249.
- Barrera, I.; Andrés, P. & Alcañiz, J.M. 2001. Sewage sludge application on soil: effects on two earthworm species. *Water, Air and Soil Pollution*. 129: 319-332.
- Blum, W.E.H. 1998. Problems of soil conservation. *Nature and environment*. 40. Council of Europe,. Strasbourg.
- Cheung, K. C ; Wong, J. P. K.; Zhang, Z. Q. ; Wong, J. W. C. & Wong, M. H. 2000. Revegetation of lagoon ash using the legume species *Acacia auriculiformis* and *Leucaena leucocephala*, *Environmental Pollution*, 109: 75-82
- Clapp, C.E.; Stark, S.A.; Clay, D.E. Larson, W.E. 1986. Sewage sludge organic matter and soil properties. In: *The role of organic matter in modern agriculture*. Chen, Y. And Aynimelech, Y. eds). Martinus Nijhoff: Dordrecht: 209-253
- Crohn, M.D. 1995. Sustainability of sewage sludge land application to northern hardwood forests. *Ecological Applications*. 5: 53-62.
- Düring, R-A. & Gäth, S. 2002. Utilization of municipal wastes in agriculture: where do we stand, where will go?. *J. Plant Nutr. Soil Sci*. 165: 544-556.
- EEA, Environment in the European Union at the Turn of the Century. EEA, (Copenhaguen: European Environmental Agency, 1999. Internet: <http://www.eea.eu.int> (consulta 1-12-2001).
- Eriksen, G.N., F. J. Coale, & G.A. Bollero. 1999. Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal solid waste compost amended soil. *Agron. J.* 91:1009-1016
- European Comission. 1975. Directive 75/442/EEC.
- European Comission. 1986. Directive 86/278/EEC.
- European Comission. 1991. Directive 91/271/EEC.
- European Comission. 2002. Comunicación de la comisión al consejo, el parlamento europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones.: hacia una estategia temática para la protección del suelo. Bruselas.
- European Environment Agency. 2001. Generation and treatment of sewage sludge. http://themes.eea.eu.int/Environmental_issues/waste
- European Environment Agency. 2004. http://themes.eea.eu.int/Specific_media/soil
- FAO. 2000. Manuel de pratiques intégrées de gestion et de conservation des sols. Butlletin des terres et des eaux de la FAO. 8

- Felipó, M.T. I Garau, M.A. 1987. La contaminació del sòl. Procès de degradació del medi edàfic i de l'entorn. Quaderns d'ecologia aplicada. 12.
- Filip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 88: 169-174.
- Fresquez, P.R.; Francis, R.E. & Dennis, G.L. 1990. Sewage sludge on soil and plant quality in a degraded, semiarid Grassland. *J. Environ. Qual.* 19: 324-329.
- Guerrero, C.; Gómez, I.; Moral, R.; Mataix-Soler, J.; Mataix-Beneyto, J. & Hernández, T. 2000. Reclamation of a burned forest soil with municipal vegetation cover recovery. *Bioresource Technology*. 76: 221-227
- Hannam. 2000. Ecologically Sustainable Soil: the role of environmental Policy and Legislation. *Land and Water Conservation*, 23-33
- Harrison, R.; Xue, D.; Henry, C. & Cole, D.W. 1994. Long-term effects of heavy applications of biosolids on organic matter and nutrient content of a coarse-textured forest soil. *Forest Ecology and Management*. 66: 165-177
- Henry, Ch. L.; Cole, D.W. & Harrison, R.B. 1993. Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry. The Pack Forest Sludge Research program. *Forest Ecology and Management*. 66: 137-149
- IBSRAM. 1997. International Board for Soil Research and Management. Towards Sustainable Land Management in the 21st century. The IBSRAM vision. In: Hannam. 2000. Ecologically Sustainable Soil: the role of environmental Policy and Legislation. *Land and Water Conservation*, 23-33.
- Jaynes, W. F.; Zartman, R. E.; Sosebee, R. E. & Wester, D. B. 2003. Biosolids Decomposition after Surface Applications in West Texa. *J. Environ. Qual.* 32:1773–1781.
- Jorba, M. & Andrés, P. 2000. Effects of sewage sludge on the establishment of the herbaceous ground cover after soil restoration. *Journal of Soil and Water Conservation*. 55 (3):
- Navas, A.; Machín, J. & Navas, B. 1998. Use of biosolids to restore natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology*. 69: 199-205.
- Ojeda, G.; Alcañiz, J.M. & Ortiz, O. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation & Development*. 14: 563-573
- Ortiz, O. 1998. Activitat biològica i revegetació en sòls de pedreres de calcària restaurats amb fangs de depuradora. Tesi de doctorat. UAB. Bellaterra.
- Ortiz, O. & Alcañiz, J.M. 1994. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiology Journal*. 11: 333-340.
- Page, A. L., & Chang, A. C. 1994. Overview of the Past 25 years: Technical Perspective. Pages 3 – 6 in Clapp, C.E.; Larson, W.E. & Dowdy, R.H. (eds). *Sewage Sludge: land utilization and the environment*. American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc. Madison, W
- Palm, Ch. & Swift, M. 1988. Soil fertility as an ecosystem concept. http://www.sfst.org/Proceedings/17WCSS_CD/papers/1988.pdf
- Previtali, F. 2001. Elementi di geopedologia: genesi e geografia dei suoli. CUEM. Milano.
- Rate, A.W; Lee, K.M. & French, P.A. 2004. Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants, *Bioresource Technology*, Volume 91 (3): 223-231
- Rauch, W. & Becker, W. 2000. Waste sludge disposal in extreme alpine environments. *Waste*

- Management & Research. 18: 33-40.
- Ronald, B.; Sawhill & Ferguson, B.K. 1998. The potential for recycling municipal sewage sludge as a substrate for wetland creation. *Landscape and urban planing*. 42: 123-134
- Sawhill, R.B. & B.K. Ferguson. 1998. The potential for recycling municipal sewage sludge as a substrate for wetland creation. *Landscape and Urban Planning* 42: 123-134.
- Selivanovskaya, S.Yu.; Latypova, V.Z.; Kiyamova, S.M. & Alimova, F.K. 2000. Use of microbial parametres to assess treatments methods ofmunicipal sewage sludge applied to grey forests soils of Tatarstant. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86: 145–153
- Smith, M.T.E. & Tibbett, M. 2004. Nitrogen dynamics under *Lolium perenne* after a single application of three sewage sludge types from the same treatment stream. *Bioresource technology*. 91: 233-241
- Sommers, L.E. 1977. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *J. Environ. Qual.* 6: 225-232.
- Sopper, W.E. 1993. *Municipal sludge use in land reclamation*. Lewis Publishers. Boca Raton.
- Sopper, W.E., & Kerr, S.N (ed.). 1979. *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. The Pennsylvania State Univ. Press. University Park, PA.
- Sort X, Alcañiz JM. 1996. Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. *Land Degradation & Development*. 10: 3-12.
- Sort X, Alcañiz JM. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation & Development* 10:3-12
- Sort X, Alcañiz JM. 1999b. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil & Tillage Research*. 49: 337-345
- Sort X, Alcañiz JM. 2001. Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1-15.
- Tan, K.H. 1994. *Environmental Soil Science*. Marcel Dekker, Inc. NY.p.304
- Tester, C.F. 1990. Organic amendment effects of physical and chemical properties os a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 3-12.
- Van Lynden, G.W.J. 1997. Guidelines for the assessment of soil degradation in Central and Eastern Europe. Report 97/08b (rev. ed.), ISRIC, Wageningen, pp. 20.
- Vasseur, L. Cloutier, C. & Anseau. 2000. Effects of repeated sewage sludge application on plant community diversity and structure under agricultural field conditions on Podzolic soils in eastern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 81: 209-216
- Walter, I.; Cuevas, G.; García, S. & Martínez. 2000. Biosolid effects on soil and native plant production in a degraded ecosystem in central Spain. *Waste Management Resource*. 18: 259-263.
- White, C.S.; Loftin, S.R. & Aguilar, R. 1997. Application of biosòlids to degraded semiarid rangeland: nine-year responses. *J. Environ. Qual.* 26: 1663-1671

CAPÍTOL 1

**EL FANG DE DEPURADORA COM A ALTERNATIVA ALS FERTILITZANTS MINERALS:
FERTILITZACIÓ MINERAL I ORGÀNICA PER A LA TRANSFORMACIÓ EN DEVESA DE
MASSES FORESTALS EN REGENERACIÓ**

1.1 INTRODUCCIÓ

Els incendis forestals, freqüents en les àrees mediterrànies, provoquen canvis observables en l'estructura i funcionament dels ecosistemes (Terradas, 1987; Terradas, 2001). La pertorbació d'un ecosistema es pot caracteritzar per l'extensió afectada i la magnitud representada pel grau d'intensitat i la severitat de la mateixa, és a dir el dany causat (Sousa, 1984). La capacitat de regeneració de la vegetació després d'un incendi està condicionada entre altres, aspectes, pel dany que hagi patit el sòl ja que és un dels compartiments on els processos de degradació tenen un impacte més gran (Alcañiz *et al.*, 1996). Aquests danys es poden resumir en la combustió total o parcial dels horitzons orgànics, la pèrdua de nutrients, els efectes sobre els organismes edàfics i, sobretot, en la disminució de l'estabilitat estructural del sòl per trencament dels agregats degut a les elevades temperatures (Josa *et al.*, 1994). Aquesta reducció de l'estabilitat estructural comporta un risc de pèrdua de sòl per erosió (Giovannini, 1987) degut a una menor resistència a l'impacte de les gotes de pluja (*splash*) desproveït de la seva coberta vegetal.

En determinades circumstàncies, i amb la finalitat d'obtenir un bosc amb una baixa densitat d'arbres que faci de tallafocs natural i del qual se'n pugui fer un ús silvopastoral, destinat a l'explotació de fusta i a la pastura, es planteja la possibilitat de fer un canvi d'ús del sòl, transformant una zona forestal cremada en regeneració en un bosc mixt de roure i alzina amb característiques de devesa, una formació sabanoide típica de les províncies de l'Oest de la Península Ibèrica. La transcendència ecològica de la devesa, com a canvi d'ús de recursos agrobiològics en zones amb sòls molt pobres poc aptes pel conreu, es déu a que fa possible l'obtenció del màxim benefici sense necessitat de degradar el sòl ni la flora i fauna originals. La polivalència d'ús agro-silvo-pastoral que defineix la devesa és potser la més racional, la més raonable de les combinacions que poden entrar en joc en una explotació no espoliadora dels recursos naturals. En ella es respecta el reciclatge i recuperació del que es mobilitza *-fase de labor-* amb l'acció compensadora sobre el que s'exporta (aportació de biomassa en forma de fullaraca i residus) on una bona part de l'energia fixada per fotosíntesis passa al sòl i l'enriqueix (Gutiérrez, 1992).

D'entrada, les pastures necessiten sòls relativament fèrtils, determinades condicions d'humitat i una il·luminació no excessiva (Montserrat, 1984) que, de no presentar-se a

l'àrea afectada, fa necessària una preadaptació (intervenció) inicial. Aquesta intervenció pot consistir en la selecció dels peus més vigorosos i l'eliminació de la resta de peus, així com de la cobertura arbustiva. Després de seleccionar els arbres de port més gran i eliminar-ne els peus secundaris i rebrots, es fa una esporgada manual, simulant l'esbrotada del bestiar. Per tal de recuperar la fertilitat retinguda en les estructures vegetals, les restes es poden triturar i aplicar sobre el sòl, però son de descomposició lenta i per tant no tenen un efecte fertilitzant a curt termini, si bé actuen com a *mulch* al crear certa protecció superficial del sòl. A més, presenten una relació C/N molt alta, que pot agreujar el dèficit de nitrogen i que només es pot suplir amb una aportació suplementària al sòl. Aquesta aportació, que afavoreix la disponibilitat de nitrogen i el creixement de les espècies herbàcies, es pot fer a través de fertilitzants minerals o adobs orgànics.

No tots els sòls són igualment aptes per aquest tipus de transformacions. Els millors són els de textures equilibrades, ben estructurats que suportin la pertorbació que suposa el trepig del bestiar. La zona on s'ha fet l'estudi té sòls amb característiques desfavorables si bé pot acceptar aquest tipus de transformació. El tipus dominant de sòl correspon a *alfisols* amb textura franco-arenosa. Els sòls arenosos, malgrat tenir una resistència mecànica elevada, tenen baixa capacitat de retenció d'aigua i nutrients. En aquests casos, la fertilització mineral és especialment problemàtica. Els *alfisols* són sòls que han desenvolupat un horitzó subsuperficial amb una acumulació important d'argiles, formant un endopedió argílic, procés que comporta també la formació d'un epipedió empobrit de partícules fines i amb una gran abundància de sorres (Soil Taxonomy, 1999). El principal inconvenient que presenta l'ús de fertilitzants minerals, sobretot en aquest sòls amb un horitzó superficial de textura arenosa i de reacció àcida, és que són rentats fàcilment. Al contrari, la fertilització basada en adobs orgànics, al ser incorporats al sòl, van alliberant els nutrients de manera lenta a mesura que es va mineralitzant la matèria orgànica que contenen. Els fangs de depuradora, malgrat ser considerats adobs orgànics, presenten un alliberament bastant ràpid dels nutrients. A més, qualsevol zona forestal al ser transformada en pastura o camp agrícola pateix una disminució en el contingut de matèria orgànica en la part superficial del sòl (Fernandes, 1997), per aquesta raó l'aplicació d'una esmena orgànica com són els fangs de depuradora representa una aportació de matèria orgànica al sòl que, si es subministra en la dosi adequada, podrà ser beneficiosa. La matèria orgànica és fonamental en els processos de formació del sòl i en la configuració de la seva fertilitat, desenvolupant un paper essencial a través dels complexos organo-minerals a què dona origen (Previtali, 2001). Condiciona el desenvolupament dels cicles biogeoquímics (Vinogradsky, 1896; Nadson, 1903;

Omellanskiy, 1927), intervé de manera molt important en la formació de l'estructura estable dels agregats (Sokolovsky, 1921, 1923; Gedroits, 1926, 1933; Savvinov, 1935; Tyulin, 1946), incrementa i estabilitza els continguts de nutrients, contribueix a la capacitat d'intercanvi catiònic i retenció d'aigua (Tate, 1987), i actua també indirectament sobre alguns processos fisiològics i bioquímics de les plantes (Kononova, 1982). Per totes aquestes raons, la presència de matèria orgànica es relaciona amb freqüència amb una major qualitat del sòl i una millor resistència a les pertorbacions (Reeves, 1997; Bouma i Droogers, 1998; Masciandaro i Ceccanti, 1999; Fließbach *et al.*, 2000) .

Els fangs de depuradora desenvolupen un important efecte protector dels sòls contra l'erosió (Khalee *et al.*, 1981), tal com s'ha demostrat en assaigs desenvolupats sobre sòls de granulometries fines en la restauració d'àrees afectades per mineria a cel obert (Sopper, 1993; Sort i Alcañiz, 1996; Ortiz, 1998). A aquest efecte protector cal afegir que promouen un desenvolupament molt ràpid i vigorós de la coberta herbàcia (White *et al.*, 1997; Navas *et al.*, 1999), en part a causa d'una mineralització inicial molt ràpida d'una fracció de la matèria orgànica que contenen (Katayama *et al.*, 1987; Boyle i Paul, 1989; Ortiz, 1998).

D'entre els riscos associats a la seva aplicació al sòl, destaca molt especialment una producció acusada de nitrats, que provenen de la mineralització dels compostos orgànics nitrogenats i que poden contaminar els sistemes adjacents, sobretot les aigües freàtiques i superficials.

Resulta interessant, per tant, comprovar la magnitud d'aquests efectes en aplicacions desenvolupades sobre sòls sorrencs, especialment susceptibles a experimentar importants pèrdues de sòl per erosió i, alhora, processos de rentat també molt destacables.

L'objectiu d'aquest treball consisteix en avaluar els avantatges i inconvenients de la fertilització orgànica amb fangs de depuradora en comparació a l'adobat mineral en zones forestals que es volen transformar en deveses. S'estudien els efectes sobre la pèrdua de sòl per erosió, el desenvolupament de la vegetació i la producció de nitrats al sòl. Atès que la matèria orgànica és una fracció molt dinàmica, es caracteritzarà, també, el seu comportament en aquests sòls.

Es pretén, per tant, aportar informació sobre quin tipus de fertilització pot resultar més adequada en la recuperació, mitjançant la transformació de brolles postincendi a deveses.

Aquest tipus d'actuacions a Catalunya han de ser, però, molt planificades i pensades únicament per crear discontinuïtats a grans masses forestals i en cap cas s'han de plantejar a gran escala ja que suposen una artificialització de les zones forestals.

1.2 MATERIALS I MÈTODES

1.2.1 ÀREA D'ESTUDI

La zona on s'ha realitzat aquest estudi (Figura 1.2) s'ubica al terme municipal de Taradell, Osona, a la vessant sud de la Serra de Vallmitjana, entre les coordenades UTM $x=442.300$; $y=4.634,550$; $z=708.5$ m (s.n.m). És una solana d'orientació SW i pendent moderada.

La descripció del medi físic s'ha extret de la guia de camp de la Transcatalonia 2002 (Ortiz i Alcañiz, 2002) i del mapa geològic de Vic (IGME, 1983).

1.2.1.1 CLIMA

El clima es pot catalogar com a submediterrani, amb un cert caràcter continental. La precipitació mitjana anual es d'uns 750 mm. El règim d'humitat edàfic es pot considerar ústic (límit amb xèric) La temperatura mitjana anual és d'uns 12°C i, per tant, el règim edàfic de temperatures és mésic. Són molt freqüents les inversions tèrmiques a l'hivern, sobretot, a les parts més baixes, a la Plana de Vic fins una cota de 610 m. L'eixut estival no és massa acusat i la seva durada no passa dels dos mesos. Segons dades de l'INFOMET recollides a l'estació de Taradell, l'any 2000 es va arribar a temperatures de -6°C el mes de gener i màximes de 37 °C el mes d'agost. Les precipitacions de l'any 2000 van ser les més baixes dels últims 5 anys, amb un total de 598 mm repartits en 98 dies.

1.2.1.2 LITOLOGIA

En el context geològic regional, la comarca d'Osona es troba situada a l'extrem E de la Depressió Central Catalana (Depressió de l'Ebre), on dominen les roques sedimentàries de l'Eocè, limitant amb els afloraments del Paleozoic i materials granítics del massís del Montseny. Constitueix una subconca de l'esmentada depressió a vegades anomenada Conca de Vic.

En el sector E, els sediments paleògens es troben dipositats directament sobre el sòcol hercinià del massís Montseny-Guillerics i al S de la comarca descansen sobre el Triàsic. La successió de sediments està constituïda per 3 grans paquets de materials: (a) materials detrítics vermells d'origen continental (Paleocè-Lutecià inferior), (b) sèrie marina molt

potent amb abundància de margues, (c) altres materials d'origen continental que es troben a les parts més elevades de la comarca.

Dins de les fàcies detrítiques vermelles (a) s'hi poden distingir tres subunitats:

Lutites vermelles predominants amb intercalacions de conglomerats sorrencs i gresos (Paleocè superior). Correspon a l'anomenada *Formació Mediona* que s'atribueix al Tanetià superior.

Gresos i conglomerats que dominen sobretot cap el sostre del paquet i que es designen com a *Formació Vilanova de Sau*. És freqüent trobar intercalacions de lutites en aquests materials. Els còdols dels conglomerats, poligènics, són majoritàriament de materials hercinians (roques metamòrfiques, granodiorites). És una formació ben representada a la zona, atribuïda a una edat que correspondria a l'Ilerdià-Lutecià inferior. A sobre d'aquests material hi trobem majoritàriament boscos.

Conglomerats, amb còdols poligènics relativament grossos, de l'anomenada *Formació Romagats*. Tenen intercalacions de fines capes de lutites i gresos. L'extensió és similar a la de la formació anterior. Els còdols dels conglomerats poden ser molt grossos, fins a 2m de diàmetre, reflectint una major energia de transport al·luvial. S'interpreten com a fàcies proximals de sistemes de cons de dejecció. La composició és similar a la dels conglomerats de la formació Vilanova de Sau. S'assignen al Lutecià mig.

Sobre aquesta darrera formació s'han desenvolupat els sòls de la zona d'estudi a La Vallmitjana.

El Conjunt de materials dipositats en medi marí (Lutecià Superior- Bartonian- Priabonià inferior) (b) està molt ben representat a la comarca, i hi distingim:

Formació Tavertet. Gresos de color gris i a sobre calcàries bioclàstiques amb abundants nummulits que a la zona de Tavertet constitueixen la part culminal (Lutecià superior).

Margues blaves amb intercalacions de gresos (margues *Formació Coll de Malla*)¹ atribuïdes al Bartonian. Es sobreposen a la formació Tavertet i es localitzen al sector NE de la comarca entre El Far-Tavertet fins a mig camí entre Sant Julià de Vilatorrada i Taradell.

¹ Sobre aquesta formació s'han desenvolupat els sòls de l'anomenada zona del Puig, on s'han desenvolupat part dels treballs de la tesi que es tractaran en capítols 3, 4 i 5

Gresos de la *Formació Folgueroles*, amb estratificació creuada de gran escala que es van formar al dipositar-se les sorres treballades per les onades i mareas al llarg de la transgressió marina del Bartonianà.

Margues de Vic (equivalents a la *Formació Igualada*). Constitueix una potent i extensa formació a la comarca, sobretot al centre i al marge W de la Plana de Vic. Intercalades a les margues apareixen capes de gresos que sovint ocupen posicions culminals als turons al actuar com a escuts protectors. Es considera majoritàriament del Biarritzianà.

Calcàries coral·lines d'esculls que es desenvoluparen prop dels deltes i que avui constitueixen els cims de Sant Bartomeu del Grau o Collsuspina atribuïbles al Priabonianà inferior (37-33,7 Ma) i que són equivalents a la *Formació Tossa*.

1.2.1.3 RELLEU

El relleu està molt condicionat per la litologia i els processos erosius. Al sector oriental de la Plana de Vic, especialment a la zona de la Vallmitjana, s'observa un relleu amb un fort pendent per un costat i moderat per l'altre vinculat a la disposició dels estrats. Als extrems de les formacions litològiques són molt característics els cingles i els relleus tabulars associats a les roques més competents (sector NE d'Osona).

1.2.1.4 EL SÒL

La coberta edàfica està molt influenciada per la litologia i per l'acció antròpica.

Sobre conglomerats i gresos predominen els sòls de textura arenosa, pH lleugerament àcid, més aviat pobres en matèria orgànica. S'arriben a diferenciar horitzons argílics (Alfisol) sobre restes de glacis i en posicions topogràfiques de poca inclinació.

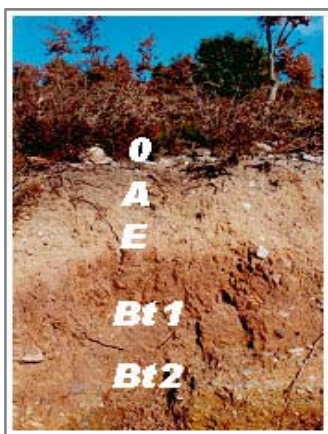


Figura 1.1 Perfil del sòl de la zona d'estudi i visualització dels diferents horitzons

El sòl més desenvolupat de la zona d'estudi es classifica com un *Oxyaquic Haplustalf* (SSS, 1998) –*Luvisol Chromic* (FAO, 1998)- format sobre gresos i conglomerats del Paleocè amb abundància de còdols quarcítics (*formació Romagats*). Aquests sòls es troben associats a d'altres menys definits de perfil A-C, que tenen propietats físicoquímiques de l'horitzó A semblants i que es classifiquen com a *Lithic*

Ustorthent (SSS, 1998)– *Leptosol Haplic* (FAO, 1998) i *Udifluventic Haplustept* (SSS, 1998) – *Cambisol Haplic* (FAO, 1998) (Ortiz i Alcañiz, 2003). A la taula 1.1 (a,b) es presenta la caracterització del perfil d'aquest sòl (figura 1.1) amb la descripció dels diferents horitzons. S'han diferenciat 5 horitzons: horitzó orgànic molt prim i discontinu (O) situat únicament a sota dels arbusts, horitzó organo-mineral (A) i d'eluviació o rentat (E) amb abundància d'elements grollers i graves, i textura arenosa, dos horitzons d'acumulació d'argila o endopedió argílic (Bt_1 i Bt_2), i finalment el material originari (C). A la taula 1.1 (b) es pot observar que es tracta d'un sòl molt sorrenc en superfície i que té una gran acumulació d'argiles a l'endopedió. És un sòl amb un baix nivell de matèria orgànica, lleugerament àcid i de tendència clarament oligotròfica, com es pot observar per les baixes concentracions de bases de canvi i de sals solubles, especialment a l'epipedió.

Taula 1.1 (a) Descripció del perfil del sòl de l'àrea d'estudi

INFORMACIÓ DEL L'ENTORN DEL PERFIL SÒL:

Localització:

Parcel·la: La Vallmitjana, vessant solei prop de la Bassa de les Forques.

Municipi: Taradell; Comarca: Osona; Prov. Barcelona

Coordenades UTM: X= 442160 Y= 4634860 Z= 705 m

Ref. mapa: Ortofoto 1:5000 ICC full n° 332-4-7

Clima: submediterrani continental

Temp. mitjana anual: 12.3°C Precipitació: 790 mm

Règim de temperatura: mèsic Règim d'humitat: ústic (xèric)

Material originari:

Litologia: Conglomerats i gresos vermells de la Formació Romagats.

Els còdols són majoritàriament de quarsita i roques metamòrfiques.

Matriu argilosa.

Edat estratigràfica:

Eocè Lutecià mig

Geomorfologia:

Forma del relleu: vessant lleugerament convexa

Pendent (%) 6% Orientació: S W

Situació del perfil: Terç inferior del vessant sobre restes d'una terrassa penjada.

Erosió: Molt activa allà on la superfície del sòl resta desprotegida com als camins.

Afloraments rocosos (%): no a la zona del perfil, abundants a la part alta del vessant.

Pedregositat superficial (%): 20%, còdols dels conglomerats.

Vegetació: Brolla de bruc d'escombra i estepa negra. Degradat per incendi l'any 1983.

Regeneració d'alzines i roures.

Espècies dominants: *Cistus salviifolius*, *Erica scoparia*, *Quercus humilis*, *Quercus ilex*,

Recobriments per estrats: arbres (%): 30% arbust (%): 20% herbaci (%): 70%

Usos del sòl: Pastura intensiva. Transformació en devesa amb forta intervenció (desbrossada inicial, adobat, sembra, desbrossada periòdica)

Horitzó	Prof. (cm)	Descripció
O	-0,5- 0	(L+F) Discontínu. Horitzó orgànic discontinu, més abundant sota els matolls, restes de tiges i escorça de la trituració de la vegetació durant la desbrossada. Sec; disgregat; humus poc actiu; límit abrupte i horitzontal
A	0-12	Horitzó òrgano-mineral; sec: Color 7,5YR 5/3, sense taques. Abundants elements grossos* de mida grava fina fins a grava grossa, subarrodons, són còdols dels conglomerats, principalment de quarsita, i també d'esquistos, aplites i aïllament de calcàries. Bastants còdols estan fragmentats donant arestes vives en un procés secundari. Textura arenosa franca. Estructura feble, alguns grumolls. Consistència solta. Matèria orgànica aparent, contingut mig-alt, humus i restes descompostos. Activitat biològica moderada. Arrels fines abundants. Molt porós. Horitzó eluvial, sorra rentada. Reacció al HCl negativa. Límit net i pla. *Els elements grossos són restes de còdols procedents dels conglomerats terciaris (Paleocè) que abunden a les parts altes de la vall. La seva litologia correspon a quarsites, esquistos i aplites. Són de formes subarrodons a subtabulars, de mida grava grossa a grava fina. Bastants còdols estan fragmentats donant arestes vives en un procés secundari de col·luviament.
E	17-28	Horitzó eluvial. Sec. Color 7,5YR 6/4, sense taques. Abundants elements grossos d'iguals característiques als del horitzó anterior. Textura arenosa franca. Estructura feble en blocs. Consistència dèbil. Matèria orgànica poca, humus. Activitat biològica poc aparent. Poques arrels. Porós, eluviat. Reacció negativa al HCl. Límit net i ondulat.
Bt1	28-47	Horitzó mineral. Sec. Color 5YR 5/4, amb algunes taques 5YR 6/6. Freqüents (>40%**) elements grossos de mida grava fina, de quarsita. Textura argilosa. Estructura forta en blocs angulars. Consistència dura, no cementat. Matèria orgànica estabilitzada, contingut mig. Algunes arrels. Porositat molt limitada a les esquerdes dels blocs d'estructura. Horitzó d'acumulació d'argila. Revestiments sobre els elements grossos. Reacció al HCl negativa. Límit net i ondulat. ** a tenir en compte alhora d'indicar la granulometria de l'horitzó (Baize, 1995)
Bt2	47-88	Horitzó mineral. Sec. Color 5YR 5/6, amb taques d'òxido-reducció més abundants a la base. Abundants elements grossos de mida grava fina a blocs (composició, veure hor. A). Textura areno-argilosa. Estructura forta en blocs angulars. Consistència dura, no cementat. Matèria orgànica escassa distribuïda irregularment. Horitzó compacte, poc porós. Acumulacions d'argila abundants, en forma de bandes cap a la base. Petits nòduls de manganès aïllats. Reacció al HCl negativa. Límit gradual i ondulat.
C	>88	Microconglomerats parcialment alterats, amb taques d'òxido-reducció i algunes bandes d'argila.

Taula 1.1 (b) Anàlisi dels paràmetres físico-químics dels diferents horitzons

	pHw	PHKCl	CE25°C (dS m ⁻¹)	C-Org (g Kg ⁻¹)	M-Org (g Kg ⁻¹)	CaCO ₃ (g Kg ⁻¹)	SG (%)	SF (%)	LL (%)	AR (%)
A	6.3	5.6	0.30 ± 0.09	23,5 ± 0.7	40,5	nd*	72.8	7.5	8.3	10.1
E	5.8	4.4	0.45 ± 0.06	4,2 ± 0.6	7,2	nd	69.2	7.7	8.9	16.1
Bt1	5.2	4.8	0.29 ± 0.29	6,4 ± 0.5	11,0	nd	38.7	6.5	1.7	53.7
Bt2	5.7	4.9	0.31 ± 0.16	1,3 ± 0.1	2.2	nd	53.3	4.3	5.5	38.7

	Ca ⁺⁺ (cmol Kg ⁻¹)	Mg ⁺⁺ (cmol Kg ⁻¹)	Na ⁺ (cmol Kg ⁻¹)	K ⁺ (cmol Kg ⁻¹)	CIC
A	6.48	1.52	0.33	0.68	26,35
E	4.63	1.25	0.25	0.13	23,14
Bt1	6.02	7.63	0.37	2.14	26,03
Bt2	15.85	5.41	0.55	5.26	23,19

*nd. No es va detectar la presència de CaCO₃ en cap de les mostres analitzades

1.2.1.5 LA VEGETACIÓ

Reconstrucció històrica de l'àrea d'estudi²:

Abans de la transformació del paisatge, a finals del segle XIX, la zona considerada estava ocupada per vinyes, com revela la presència d'antigues terrasses en alguns indrets. Amb l'abandó de les vinyes a causa de la plaga de la fil·loxera que va afectar tot el principat, en aquesta àrea es van fer plantacions de pi pinyoner (*Pinus pinea*), sobretot a les solanes, per a l'explotació de la pinya, i de pi roig (*Pinus sylvestris*) a les zones obagues per a l'explotació de fusta. En aquesta zona, abans de l'incendi de l'estiu de 1983, dominava el pi pinyoner i pi blanc (*Pinus halepensis*) i alguna pinassa (*Pinus pinaster*). L'incendi va eliminar completament la cobertura arbrada donant lloc a una brolla baixa, formada per farigola (*Tymus vulgaris*), estepa negra (*Cistus monspeliensis*) i brolla-brolla o bruc d'escombres (*Erica scoparia*) que era l'espècie més abundant. A les zones humides, els torrents principalment s'hi formaren bardisses, on dominava l'esbarzer (*Rubus ulmifolius*). A sota d'aquestes mates començaven a aparèixer alguns peus d'alzina i roure. D'aquesta manera s'iniciava una regeneració natural del bosc, tot i que per l'elevada competència entre plantes es trobava en un estadi incipient permanent. Això s'evidencia principalment en zones on començava a rebrotar el roure però degut a la competència, els peus tenien 2-3 cm de diàmetre i començaven a emergir a uns 40 cm d'alçada per sobre dels matolls, com un clar exemple de competència per la llum, amb una inversió major en el creixement en alçada. Hi ha zones on la regeneració es va fer principalment a partir de rebrots de soca, és a dir que les alzines i els roures ja hi eren.

L'incendi que hi va haver l'any 1983, va provocar un canvi en la vegetació que hi havia hagut, de manera que el pi pinyoner (*Pinus pinea*) i el pi blanc (*Pinus halepensis*) van desaparèixer completament, deixant lloc únicament a les espècies que eren rebrotadores, com és l'alzina (*Quercus ilex*) i el roure martinenc (*Quercus humilis*). L'estrat arbustiu està compost principalment per *Erica scoparia*, *Cistus salvifolius*, *Calluna vulgaris*, *Juniperus oxycedrus*, *Rubus ulmifolius*, *Cistus laurifolius*, *Thymus vulgaris*, *Rosmarinus officinalis*, etc.

En diverses ocasions s'havia intentat ja la transformació en devesa, mitjançant la selecció dels peus més vigorosos i la trituració de la resta de la biomassa vegetal. Els resultats d'aquestes pràctiques, però, no havien estat massa encoratjadors. Probablement, la causa del poc èxit de la gestió havia estat una deficient fertilització del sòl, amb adobs

² segons el testimoni del propietari de la finca, el Sr. Ramon Vallmitjana

d'alliberament ràpid que podien ser rentats amb molta facilitat i eliminats completament del sòl.

Els escassos resultats en la recuperació de l'àrea afectada, segons s'observava per l'estat en que es trobava després de gairebé disset anys des de l'incendi, i segons indicaven els resultats d'un informe tècnic de gestió forestal que es va fer (PTGMF, 1995), va plantejar la possibilitat de provar alternatives a l'ús de fertilitzants minerals, fertilitzant emprat fins aquell moment.

1.2.2 DISSENY EXPERIMENTAL

Per a respondre a l'objectiu general marcat es van preparar unes parcel·les experimentals en una solana de la zona afectada per l'incendi. En total es van muntar 8 parcel·les, quatre per tractament (fang i adob mineral). Les parcel·les experimentals eren d'uns 1250 m² (25 m d'amplada × 50 de longitud, en el sentit de la pendent) amb una inclinació de 12,3° ± 0,24 i orientació SW. En la figura 1.2 es mostra un plànol de les parcel·les.

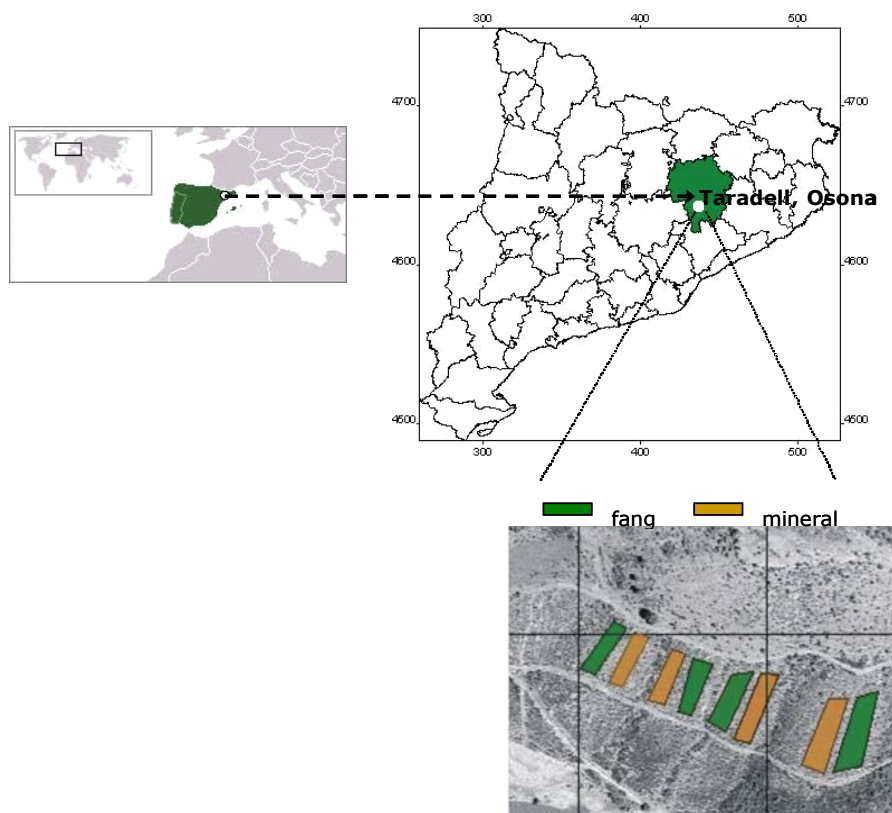


Figura 1.2. Ubicació de l'àrea d'estudi i distribució de les parcel·les experimentals:

Primer de tot es va fer una esporgada manual i, seguidament, amb una trituradora de martells muntada en un tractor eruga es van triturar les restes vegetals que van quedar

escampades en superfície. Aquest pas es va fer en dues ocasions, l'any 1997 i l'any 1999, preparant el terreny per a ser fertilitzat.

Restes vegetals triturades:

Les restes vegetals triturades es van escampar en superfície abans de la fertilització. En total es van dipositar unes 6 Mg ha⁻¹. Se'n va agafar una mostra representativa per tal de caracteritzar els diferents tamanyos dels fragments. D'aquesta manera es va obtenir el percentatge de cada una de les categories de tamany de la partícula (taula 1.2)

Taula 1.2 Caracterització de les restes vegetals triturades segons el tamany dels fragments

Tamany partícula (cm)	% [(pes fracció/pes total)*100]
>5	19.0
5-2	20.1
2-1	11.8
1-0,5	17.7
0,5-0,2	17.3
<0,2	13.9

Fertilització:

Els fangs es van mesclar prèviament amb terra i amb un escampador de fems es va aplicar la mescla en superfície. La fertilització va aportar, en el cas de les parcel·les adobades amb fangs, 400 Kg N ha⁻¹, que es redueixen a uns 160 Kg ha⁻¹ de disponibles, si suposem que, atenent al fet que es tracta de fangs digerits anaeròbicament, se'n mineralitza aproximadament el 40% (Junta de Sanejament, s/d). Es va aportar la mateixa quantitat a les parcel·les adobades amb fertilitzant mineral. L'aportació de fòsfor en les parcel·les amb fang va arribar als 524 Kg P₂O₅ ha⁻¹ i en les parcel·les amb fertilitzant mineral la quantitat aportada es va limitar a 124 Kg P₂O₅ ha⁻¹ (taula 1.3).

Taula 1.3 Quantitats de fang i adob mineral i equivalència en nitrogen i fòsfor aportades en les parcel·les adobades amb fang i amb fertilitzant mineral.

TIPUS DE FERTILITZANT:	
FANGS	MINERAL
Pes fresc: 60 Mg ha ⁻¹	800 Kg ha ⁻¹ Nitrosulfat d'amoni (riquesa mínima: 26% N)
Pes sec: 12 Mg ha ⁻¹	680 Kg ha ⁻¹ Superfosfat (riquesa: 36-48% P)
Matèria orgànica: 6 Mg ha ⁻¹	
400 Kg N ha ⁻¹ ⇒ 160 kg N ha ⁻¹ *	168 Kg N ha ⁻¹
1200 Kg P ha ⁻¹ ⇒ 524 Kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	124 Kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹

* El càlcul de la disponibilitat de nitrogen (160 kg ha⁻¹) s'ha efectuat suposant una mineralització del 40% el primer any (Junta de Sanejament, s/d).

Els fangs emprats en aquest experiment eren de tipus anaeròbic-deshidratat provinents de la planta depuradora de Manlleu.

Es va fer una caracterització del fang utilitzat i un anàlisi dels principals paràmetres edífics (Taula 1.4).

Taula 1.4 Principals paràmetres analitzats dels sòls i del fang aplicat. (n=5)

PARÀMETRE	UNITATS	MÈTODE	SÒLS	FANGS
Matèria seca	g Kg ⁻¹	-	-	18.1
Matèria orgànica	g Kg ⁻¹	Walkley-Black	15	660
Carboni orgànic (g Kg ⁻¹)	g Kg ⁻¹	Oxidació per via humida	8.7	330
Ntotal (g Kg ⁻¹)	g Kg ⁻¹	Kjedhal	0.9	53
C/N			9,7	6,2
PHw 1:2,5		Potenciometria	7.7	7
CE 25°C (1:5)	dS m ⁻¹	Conductimetria	0.3	2.32
Carbonats	g Kg ⁻¹	Calcímetre de Bernhard	20	-
Fòsfor assimilable	mg Kg ⁻¹	Olsen	34	80
Graves (Ø < 2 mm)	g Kg ⁻¹		446	-
Sorra grossa (2-0,2 mm)	g Kg ⁻¹		690	-
Sorra fina (0,2-0,002 mm)	g Kg ⁻¹		104	-
Llims (0,002-0,0002 mm)	g Kg ⁻¹	Anàlisi mecànica	93	-
Argiles (Ø < 0,0002 mm)	g Kg ⁻¹		113	-

Sembra:

Seguidament es van sembrar tres espècies de gramínies, *Lolium perenne* var. *Tove*, *Festuca arundinacea* var. *Poselle* i *Dactylis glomerata* var. *Lude*, en una proporció 3:3:4 respectivament, aproximadament 25 Kg de mescla de llavors per parcel·la.

Mostreig:

Donat que els paràmetres biològics relacionats amb la descomposició de la matèria orgànica són summament variables en el temps (Harrison et al., 1994; Ortiz, 1998), per tal de detectar els canvis intensos que es produeixen en els primers estadis, els mostrejos s'han concentrat en els quatre mesos següents a l'aplicació dels fertilitzants. Així, s'han analitzat els paràmetres biològics de les mostres obtingudes en quatre moments seguint el calendari que presentem a la taula 1.5 on apareix la data i el temps transcorregut des del moment de l'aplicació. També es presenta la periodicitat seguida per a l'estudi de la resta de paràmetres, com són la biomassa vegetal, la descomposició de la virosta i el creixement dels arbres.

Taula 1.5 Periodicitat dels mostrejos que han seguit des del moment de l'aplicació fins al final de l'experiment.

Tipus de mostreig	Nº	data	Temps transcorregut	
sòl	1	5/4/00	0	mesos
	2	4/05/00	1	
	3	29/05/00	2	
	4	4/07/00	3	
Flux CO2	1	13/04/00	0	dies
	2	04/05/00	31	
	3	02/06/00	60	
	4	27/06/00	85	
	5	13/11/00	221	
	6	01/06/01	425	
Bosses de descomposició	1	05/00	1	mesos
	2	07/00	3	
	3	11/00	7	
	4	04/01	12	
	5	05/01	13	
	6	09/01	17	
	7	01/02	21	
Biomassa vegetal	1	06/00	3	mesos
Creixement dels arbres	1	12/99	-5	mesos
	2	12/00	8	
	3	12/01	20	
Gerlach	1	12/05/00	1	mesos
	2	15/06/00	2	

L'anàlisi dels paràmetres relacionats amb la matèria orgànica es va fer a partir de mostres de sòl superficial. Es va extreure a cada mostreig una capa dels primers cinc centímetres, amb l'ajuda d'un marc d'acer de 400 cm², a tres zones de la parcel·la, part baixa, al mig i a dalt. Finalment s'obtenia una mostra composta per parcel·la. En els mateixos punts s'extreia una mostra de 5 a 20 cm amb l'ajuda d'una sonda Edelman. Totes les mostres van ser garbellades al mateix camp a un diàmetre aparent de 2 mm.

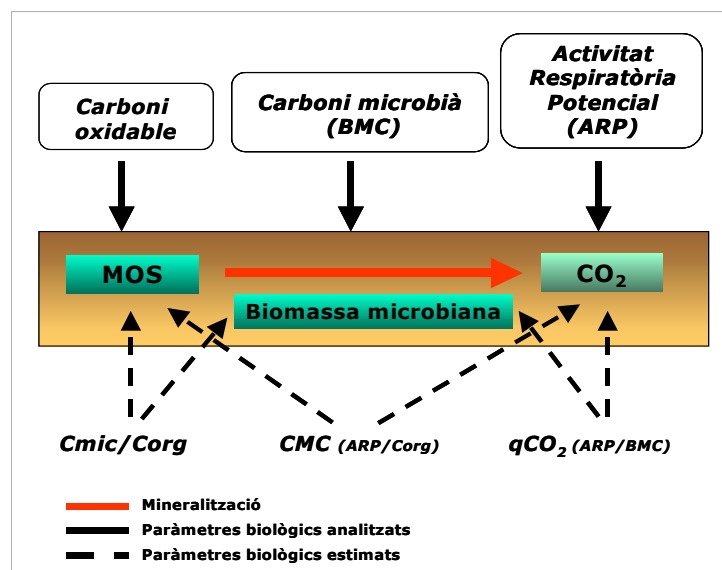
1.2.3 PARÀMETRES ANALITZATS

1.2.3.1 PROPIETATS BIOLÒGIQUES

1.2.3.1.1 PARÀMETRES BIOLÒGICS DEL SÒL

A la figura 1.3 estan representats els tres grans compartiments que descriuen la transformació o, millor encara, la mineralització de la matèria orgànica al sòl (matèria orgànica, biomassa microbiana i CO₂) i els paràmetres que ens permet avaluar-los (carboni orgànic, carboni microbià i activitat respiratòria), així com els paràmetres que els

relacionen (coeficient de mineralització del carboni, C-mic/C-Org i quocient metabòlic microbià).



Adaptat Ortiz, 1998

Figura 1.3. Dinàmica de la matèria orgànica al sòl: representació dels tres grans compartiments(en verd) i dels paràmetres estudiats.

En la mostra fresca de sòl es va mesurar, immediatament després del mostreig o màxim passades 24 hores, conservant-la a 3°C:

L'activitat respiratòria potencial (ARP)³, que ens permet calcular la producció de CO₂ d'un sòl incubat en un temps determinat (vint dies) en condicions de temperatura (25°C) i humitat (40% de la capacitat de camp) òptimes. . Es posen 50g de sòl fresc (<2mm) en un recipient de plàstic de 100 ml dins d'un pot de vidre hermètic. Al costat es col·loca un altre recipient amb uns 50 ml d'aigua per mantenir una humitat relativa elevada dins del recipient. El CO₂ produït és capturat per NaOH (2M) que s'ha posat en excés en un recipient dins del recipient hermètic on hi ha la mostra de sòl. Es mesura la concentració final de l'hidròxid de sodi que queda en el pot per retrovaloració amb HCl (1M), amb l'ajuda d'un indicador (fenolftaleïna) que provoca el viratge de color (Anderson, 1982; Beltran *et al.*, 1999).

La biomassa microbiana s'ha mesurat mitjançant el mètode de fumigació i extracció (Vance *et al.*, 1987). Es prepara un extracte amb K₂SO₄ (0,5M), en una relació pes/volum d'1:4 (50 g de sòl en 200 ml d'extractant) de la mostra fresca i de la mostra fumigada

³ En aquest treball utilitzarem el terme activitat respiratòria potencial per les determinacions de l'activitat respiratòria en condicions òptimes de temperatura i humitat

amb cloroform (CHCl_3). En tots els casos es mesura també el contingut d'aigua del sòl per tal de fer la correcció posterior i expressar els resultats sobre pes de sòl sec.

En les mostres de sòl garbellades a un diàmetre inferior a 2 mm i seques es va determinar el contingut de carboni orgànic (carboni oxidable), pel mètode d'oxidació en via humida (Nelson & Sommers, 1982).

A partir d'aquests paràmetres s'ha calculat:

El coeficient de mineralització del carboni (CMC) (Dommergues, 1960), paràmetre que indica la fracció de carboni orgànic del sòl que està sent mineralitzat en un temps, t , determinat ($\text{C-CO}_2/\text{C-Org}$).

La relació entre carboni microbià i el carboni orgànic ($\text{C-mic}/\text{C-Org}$), que ens indica quina part del carboni orgànic oxidable correspon a carboni que forma part de la biomassa microbiana.

El quocient metabòlic ($q\text{CO}_2$), definit com la relació entre la respiració potencial (ARP) i la biomassa microbiana, proposat per Anderson & Domsh (1985) com un bon indicador de la fracció metabòlicament activa dels microorganismes dels sòl.

A més, *in situ* s'ha mesurat l'activitat respiratòria real o flux de CO_2 com a indicador de l'activitat heterotròfica dels organismes en condicions de camp, ja que s'obté la mesura de la concentració en volum del CO_2 que està circulant en un moment determinat en una superfície de sòl coneguda, sent aquest gas el producte final de la respiració aeròbia (Tate, 1987). Aquest ha estat analitzat amb una cambra de mesura SRC-1 connectada a un analitzador EGM-1 de PP Systems. A cada parcel·la es prenen en total 12 mesures, quatre mesures a cada nivell (baix, mig i dalt), coincidint amb les zones on es feia quasi simultàniament el mostreig de sòl. D'aquesta manera s'obtenia una representativitat suficient de cada parcel·la, amb un únic valor resultat del valor mig de les dotze mesures. Les mesures s'han fet durant un període de temps prou llarg, poc més d'un any (taula 1.5) després de l'aplicació dels fangs.

1.2.3.1.2 BOSSES DE DESCOMPOSICIÓ

Per a estimar la taxa de descomposició del material vegetal triturat s'ha fet servir el mètode de les bosses de Nylon (Ross *et al.*, 1978).

Es van col·locar a cada parcel·la trenta-sis bosses planes de niló de 20 x 20 cm i 2mm de llum que contenien 80 g de restes vegetals secs, procedents de la trituració en el propi camp, de mides compreses entre 2 i 50 mm (es van eliminar les altres fraccions abans d'omplir les bosses). En total 288 bosses dipositades a la superfície del sòl, clavades per

tal d'evitar el seu desplaçament i perquè quedessin en la mateixa disposició que els horitzons orgànics. Al llarg de dos anys es van anar recollint les bosses per determinar-ne el pes sec. Les bosses recollides a cada mostreig, després d'espolsar-ne curosament la terra que havia entrat o que s'havia adherit a la superfície de la bossa, eren assecades a 105 °C durant 24 hores i pesades, per tal de saber la quantitat, per diferència de pes, de material descompost en un període determinat. En total s'han fet 7 mostres (taula 1.5) que cobreixen un període total de 21 mesos.

1.2.3.2 DETERMINACIÓ DEL N-NH₄ I N-NO₃

S'ha estudiat la producció de nitrats mitjançant la determinació del nitrogen en forma d'amoni (N-NH₄) i de nitrat (N-NO₃) a partir de l'extracte de sòl obtingut amb K₂SO₄ (0,5 M) en una relació pes/volum d'1:4. La concentració de nitrat i amoni a l'extracte s'ha determinat mitjançant una anàlisi de ions colorimètrica automatitzada per injecció en flux (*Flow Injection Analysis, FIA*) amb l'aparell FIAs[®] 5012 SYSTEM, que permet analitzar simultàniament NO₃ i NH₄.

La determinació de l'amoni es basa en el principi de difusió dels gasos. La mostra de l'extracte de sòl al ser injectada es barreja amb NaOH. La sosa provoca un increment de pH, de manera que l'amoni passa a NH₃ en estat gasós. El corrent passa al llarg d'una membrana PTFE de difusió de gasos. L'amoni en forma gasosa passa per difusió a través de la membrana que connecta amb un altre canal on hi ha una solució indicadora de pH. L'indicador provoca un canvi de color en la mostra que passa a través d'una cubeta de l'espectrofotòmetre que llegeix el senyal a 590 nm.

El principi químic per a la determinació del nitrat és la reducció del nitrat a nitrit en una reacció induïda pel cadmi. L'addició de Sulfanil-amida (C₆H₈N₂O_{2,5}) forma un component que reacciona amb N-(1-Naphtyl)-ethylenediamine dihydrochloride. Aquesta reacció provoca un color morat, la intensitat del qual és proporcional a la concentració de nitrit. El producte de la reacció passa per l'espectrofotòmetre que llegeix el senyal a 540 nm.

1.2.3.3 PARÀMETRES RELACIONATS AMB LA VEGETACIÓ

1.2.3.3.1 BIOMASSA VEGETAL

Per a la determinació de la producció vegetal herbàcia, es va fer una estimació, a partir de la mesura de la biomassa vegetal en una superfície determinada. Es delimità una superfície amb un anell de 53 cm de diàmetre disposat de forma semi-aleatòria sobre el terreny. Per tal d'obtenir una bona representativitat dins de la parcel·la s'agafaren cinc rèpliques, de manera que obteníem en total 20 mostres per tractament. Es recol·lectava la

part aèria de les plantes que es troben a dins de la superfície delimitada. En el moment de recollir la mostra es mesurava el pes fresc, que ens serveix després per a determinar la relació entre el pes sec i el pes fresc (PS/PF). Cada mostra es posava en una bossa marcada per a determinar-ne el seu pes sec. Les mostres es posen a assecar a l'estufa a 60°C fins a pes constant.

Un cop determinat el pes sec (grams de material vegetal sec) i coneixent l'àrea del cilindre ($\pi \times r^2 = \pi \times 0.26^2$; $S = 0,22 \text{ m}^2$), s'obtenien els grams de biomassa vegetal seca per unitat de superfície (g m^{-2}).

En aquesta anàlisi únicament s'ha tingut en compte el pes sec de material vegetal, per a fer una estimació de la producció vegetal de cada parcel·la

1.2.3.3.2 CREIXEMENT DELS ARBRES

Es van etiquetar tots els arbres, roures i alzines, de cada una de les parcel·les, prenent com a criteri els arbres de més d'un metre d'alçada. Això ha permès també fer una estima de la densitat d'aquestes dues espècies. S'ha mesurat l'alçada, el diàmetre de la base de peu principal, el diàmetre a 1.30 m i el nombre de rebrots i diàmetre basal d'aquests. Des de la primera mesura al desembre de l'any 1999, s'ha fet una mesura anual durant els dos anys següents, de manera que s'ha calculat el creixement dels arbres en el període que va del desembre de 1999 fins al desembre de 2001.

Al treballar les dades es va considerar oportú separar les dues espècies (roure i alzina). S'ha calculat la distribució de les freqüències de la variable altura a temps zero (altura'99) per tal de seleccionar la classe d'altura predominant. Això ha permès agrupar els arbres en diverses categories o classe d'altura. D'acord amb això, la distribució d'alçades dels arbres a l'inici de l'experiment va diferenciar una sola categoria per les alzines, i dues categories pels roures, ja que aquests presentaven una distribució bimodal. Donat que la variable estudiada no es distribueix normalment s'ha calculat el creixement relatiu a partir de la transformació logarítmica de les dades, transformant la variable altura en la Taxa de Creixement Relatiu o *Relative Growth Rate (RGR)* de la variable altura entre dos anys consecutius, que equival a $RGR = \ln(x_i / x_{i-1})$, on x_i és l'altura en l'any i , i x_{i-1} és l'altura en l'any anterior (Habrouk, 2001).

1.2.3.4 EROSIÓ LAMINAR: MESURA DEL VOLUM D'AIGUA D'ESCOLAMENT SUPERFICIAL

Es va instal·lar un canal *Gerlach* a la part baixa de cada parcel·la per tal de recollir l'aigua d'escolament superficial i el sediment arrossegat. Aquests canals es van construir segons

el model creat per Gerlach l'any 1967. Es tracta de canals simples de PVC de 0,5 m d'amplada i 0,1 m de diàmetre, tancats pels extrems i ajustats a una tapa mòbil, que evita l'entrada directa de l'aigua de pluja. En el canal receptor queden segregats els sediments més grollers i a través d'un orifici de drenatge hi surt l'aigua d'escolament amb els sediments més fins, que va a parar a un contenidor.

Es van instal·lar els canals *Gerlach* el 14 de març del 2000. La recollida de mostres es va fer després de les pluges erosives que hi va haver els mesos següents

Els resultats que presentem en aquest treball corresponen a la recollida d'aigua i sediments dels dies 4 de maig, 12 de maig i 15 de juny del 2000, després de les pluges intenses que va haver-hi, on es van recollir entre 60 i 70 mm en cada una.

Donat que el 4 de maig només van recollir aigua els col·lectors de les parcel·les amb fertilitzant mineral, s'han desestimat les dades d'aquest mostreig en el posterior tractament de dades.

1.3 RESULTATS

1.3.1 PROPIETATS BIOLÒGIQUES

1.3.1.1 PARÀMETRES BIOLÒGICS DEL SÒL

A la figura 1.4 es presenten els valors de la mitjana i desviació de cada un dels paràmetres biològics estudiats durant els tres mesos de mostreig i es comparen els dos tipus d'adobs emprats.

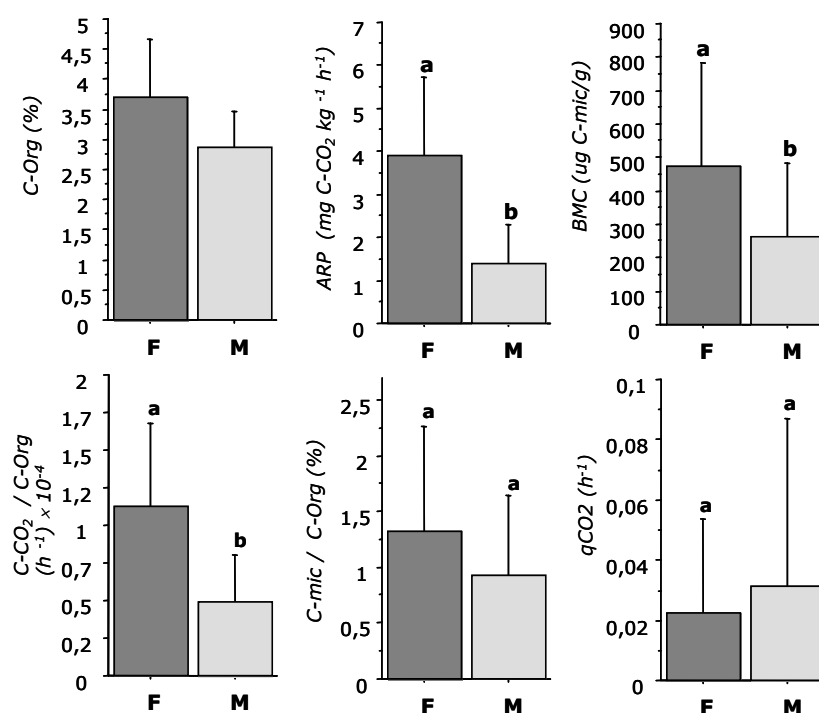


Figura 1.4. Comparació dels valors de C-Org (%), ARP, BMC, C-mic/C-Org; CMC i qCO₂ entre els dos fertilitzants (mineral i fang).

N = 4 parcel·les per tractament. Les lletres (a, b) indiquen quan hi ha diferències significatives (test Fisher's LSD) amb nivell de significació $p < 0,05$.

L'aportació de fertilitzant en forma de fangs de depuradora té com a conseqüència a curt termini un increment en la matèria orgànica del sòl en poc més d'un 0,5% respecte a l'adob mineral. La naturalesa d'aquesta matèria orgànica, fàcilment mineralitzable, provoca també un increment de l'activitat respiratòria potencial (ARP) i de la biomassa microbiana (BMC). El test de Fisher's LSD indica que existeixen diferències significatives entre els dos tipus de fertilitzant, amb valors molt superiors en les parcel·les tractades amb

fang ($ARP = 4 \pm 1,8 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$; $BMC = 473,19 \pm 309,1 \text{ } \mu\text{g C-mic g}^{-1}$). L'anàlisi de mesures repetides ens indica que hi ha diferències entre fertilitzants ($p=0,0003$), amb valors molt superiors en les parcel·les adobades amb fang i entre els diferents mostreigs ($p=0,0003$). Pel que fa a la biomassa microbiana del sòl, el fort increment es produeix al segon mostreig, un mes després de l'aplicació, amb valors sempre superiors a les parcel·les adobades amb fang ($p<0,0174$) i una marcada diferència entre els diferents mostrejos ($p<0,0001$). Ambdós paràmetres segueixen el mateix patró en el curt període de temps estudiat (tractament*temps: $p>0,05$).

La resta d'indicadors biològics estudiats, deriven de la relació dels paràmetres analítics anteriorment citats. Al relacionar l'activitat respiratòria potencial i la biomassa microbiana amb el contingut de matèria orgànica, es pot veure si l'increment d'aquests paràmetres es produeix de manera proporcional. El coeficient de mineralització del carboni (CMC), que presenta uns valors molt més elevats a les parcel·les tractades amb fangs de depuradora ($1,1 \pm 0,6 \text{ h}^{-1}$), demostra clarament que la matèria orgànica que aporta el fang es mineralitza més facilitat que la que ja contenia el sòl (la de les parcel·les amb adob mineral), amb unes taxes de mineralització, en les condicions assajades que es poden considerar properes a les màximes d'un 95% anual. Per contra, es detecten valors de poc més d'un 40% en el cas del sòl de les parcel·les fertilitzades amb adob mineral. Òbviament, aquesta aproximació constitueix una clara sobreestimació de la fracció de la matèria orgànica que efectivament es mineralitza, però serveix per il·lustrar les importants diferències que existeixen entre la descomposició de la matèria orgànica pròpia dels fangs i la que hi ha al sòl. Quant a la relació C-mic/C-Org i el $q\text{CO}_2$, no s'observen diferències significatives en funció del tipus de tractament aplicat.

A la figura 1.5 estan representades les variacions temporals que descriuen aquests paràmetres en els tres primers mesos des del moment de l'aplicació.

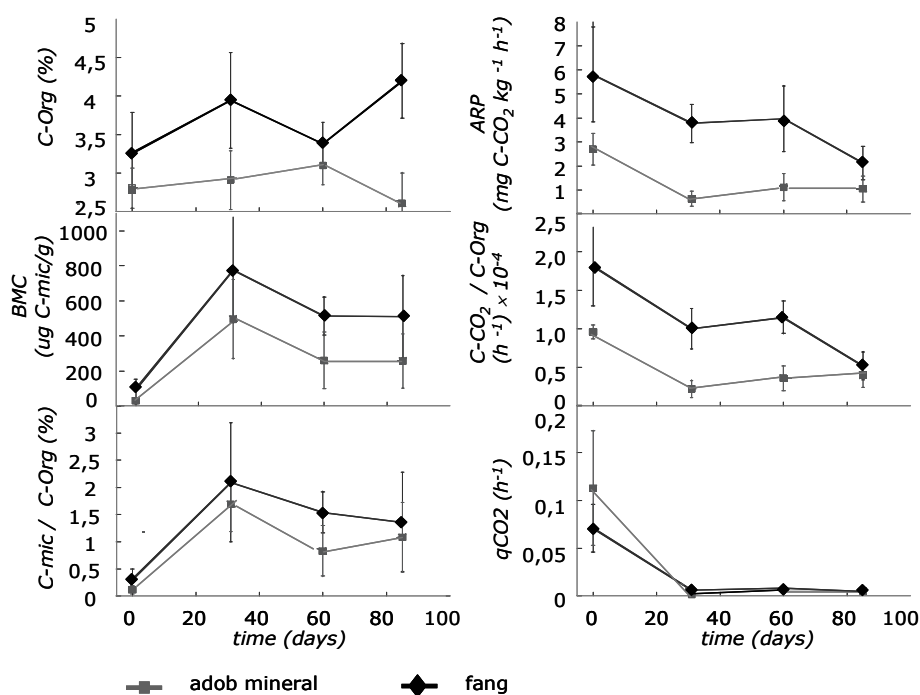


Figura 1.5. Variació temporal dels paràmetres biològics a les parcel·les adobades amb fang (◆) i les parcel·les adobades amb fertilitzant mineral (■).

N = 4 parcel·les per tractament, \pm SD.

La incorporació de les restes vegetals al sòl fa que hi hagi un increment del carboni orgànic, que lògicament és independentment del tipus de fertilitzant aplicat, amb valors mitjans al voltant del 3%, és a dir, respecte al sòl natural hi ha hagut aproximadament un increment del 2% ($C\text{-Org}_{\text{sòl}} = 0,87\%$). Un mes després de la fertilització (segon mostreig), s'observa un fort increment en els nivells de carboni orgànic a les parcel·les adobades amb fang, com a conseqüència de la incorporació al sòl de la matèria orgànica fresca que aquests aporten. Aquest increment ve a ser de l'ordre d'un 0,5%, respecte a les parcel·les amb fertilitzant mineral, que mantenen nivells estables durant els tres mesos de mostreigs, com a conseqüència de la naturalesa de la matèria orgànica de les restes vegetals, més recalcitrant i, per tant, de descomposició lenta. La gran variabilitat que s'observa en les parcel·les amb fang es deu principalment a l'heterogeneïtat espacial, i, per tant, hem de pensar que durant el període estudiat els nivells de carboni orgànic es mantenen més o menys estables i sempre per sobre de les parcel·les amb fertilitzant mineral.

L'activitat respiratòria i la biomassa microbiana, presenten el mateix patró en ambdós tractaments tot i que a una escala diferent, amb nivells superiors a les parcel·les adobades amb fang i mantenint-se aquesta diferència els tres primers mesos. Conseqüentment els paràmetres relacionats segueixen també patrons idèntics variant només la seva escala. El

coeficient de mineralització del carboni disminueix en el moment de l'aplicació, degut a una mineralització ràpida de la matèria orgànica fresca, en el cas de les parcel·les amb fang.

Els resultats de l'activitat respiratòria instantània o flux de CO₂ es presenten a la figura 1.6.

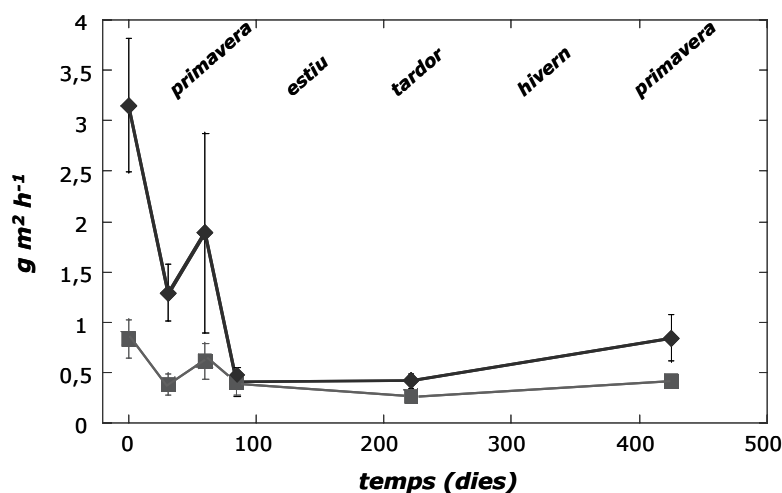


Figura 1.6. Variació temporal del flux de CO₂ a les parcel·les adobades amb fang (◆) i les parcel·les adobades amb fertilitzant mineral (■).

N=4 parcel·les per tractament, ±SD.

S'observa que al moment de l'aplicació hi ha un elevat flux de CO₂ amb un

increment molt més gran en les parcel·les tractades amb fang de depuradora, com també queda corroborat al fer l'anova de mesures repetides que ens indica que hi ha diferències significatives entre els dos tractaments ($p < 0,0044$). Com és d'esperar tant la categoria temps com la interacció resulten ser significativament diferents (temps: $p < 0,0001$; tractament*temps: $p < 0,0042$). Al cap de tan sols 85 dies, els nivells s'han reduït molt, i gairebé no s'aprecien diferències entre els dos tractaments, tot i que les parcel·les adobades amb fang continuen presentant nivells lleugerament superiors. Durant els mesos d'estiu s'observa que el flux de CO₂ es manté estable i lleugerament superior en les parcel·les adobades amb fang, cosa que sembla indicar que en aquestes parcel·les, tot i que molt minimitzada per la sequera estiuenca, hi ha un major activitat respiratòria com a conseqüència de la mineralització de la matèria orgànica, encara disponible al sòl. Després de l'estiu, quan les condicions ambientals tornen a ser més favorables, es produeix un increment del flux de CO₂ amb nivells sempre superiors en les parcel·les adobades amb fang.

1.3.1.2 BOSSES DE DESCOMPOSICIÓ

A la figura 1.7 s'observa el percentatge de pes sec romanent a l'interior de les bosses de niló al llarg de dos anys de seguiment.

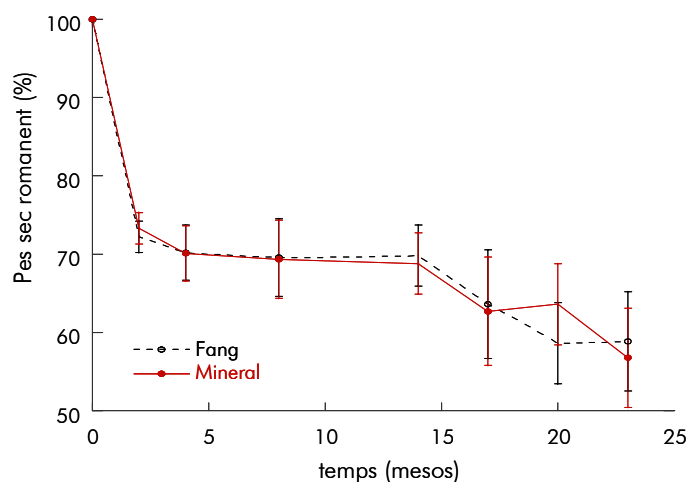


Figura 1.7. Percentatge de pes sec romanent de les bosses de descomposició, recollides en diferents al llarg de 24 mesos, a les parcel·les tractades amb adob mineral i orgànic. N = 4 parcel·les per tractament, \pm SD.

Al moment de l'aplicació totes les bosses contenen el mateix. En els següents mostrejos, no s'observa cap diferència entre tractaments,

de manera que en totes les parcel·les hi ha la mateixa pèrdua de material. En tan sols dos mesos, el 25 % del contingut de les bosses s'ha perdut, correspondria a la fracció més fina o làbil. En els dos mesos següents hi ha hagut una pèrdua d'un 5% aproximadament i per tant les bosses contenen al voltant del 70% del material original, valor que es manté durant els 9 mesos següents. L'any següent, coincidint amb la segona primavera, hi ha una nova pèrdua de material, que es prolonga fins al final. El lleuger increment que s'observa en les parcel·les tractades amb fertilitzant mineral l'hem d'atribuir a la major desviació estàndard que presenten, deguda al deteriorament progressiu de les bosses i la entrada de material mineral extern que no es va poder extreure en el moment de pesar les bosses. Finalment s'observa que al darrer mostreig en totes les parcel·les les bosses contenen al voltant del 60% del material de partida, es a dir, hi ha hagut una descomposició del 40% en dos anys.

1.3.2 DETERMINACIÓ DEL N-NH₄ I N-NO₃

A la figura 1.8 es presenta l'evolució temporal de les dues formes de nitrogen estudiades.

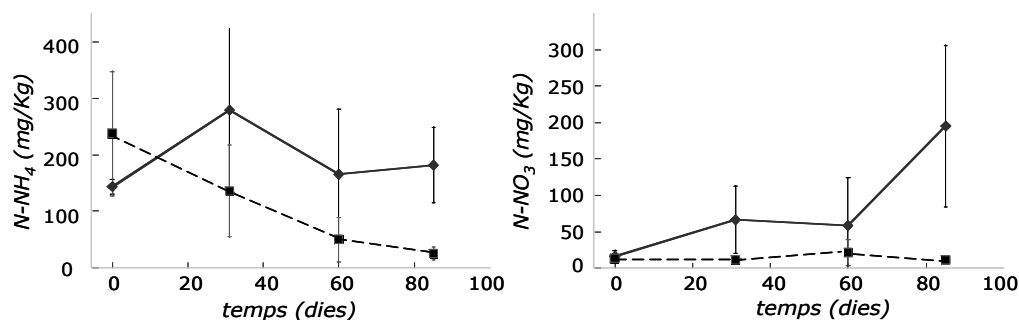


Figura 1.8. Variació temporal del N-NH₄ i del N-NO₃ a les parcel·les adobades amb fang (◆) i les parcel·les adobades amb fertilitzant mineral (■).
N = 4 parcel·les per tractament.

En ambdós casos s'observen nivells inicials alts de nitrogen amoniacal. L'anàlisi ANOVA de mesures repetides no detecta diferències significatives entre adobat amb fang o mineral ($p=0,1172$). No obstant, sí que hi ha diferències entre els diferents mostres (categoria temps: $p<0,0097$) i en el patró temporal que segueix l'amoni (temps*tractament: $p<0,0052$).

La transformació de l'amoni a nitrat es produeix per oxidació en una reacció on intervien dos grups de bacteris autotròfics, Nitrosomes que oxida l'amoni a nitrit i Nitrobacter que oxida el nitrit a nitrat. Al moment de l'aplicació no hi ha diferències entre tractaments i els nivells de N-NO₃ són baixos, de l'ordre de 12- 15 mg/Kg. En les parcel·les amb fertilitzant mineral es mantenen estables els nivells de nitrats al sòl, per contra, en les parcel·les amb fang va incrementant el nivell al sòl fins arribar al valor màxim tres mesos després de l'aplicació. És important, per tant, destacar les diferències que hi ha en la producció de nitrats entre els dos tipus de fertilitzants, com també queda demostrat amb l'ANOVA de mesures repetides (tractament: $p<0,0180$). En aquest cas també hi ha una clara diferència temporal (temps: $p<0,0055$), sobretot en les parcel·les fertilitzades amb fang, i en la dinàmica temporal d'aquest paràmetre (temps*tractament: $p<0,0036$).

1.3.3 RESPOSTA DE LA VEGETACIÓ

1.3.3.1 BIOMASSA VEGETAL

A la figura 1.9 es compara la producció vegetal sobre matèria seca de les parcel·les estudiades.

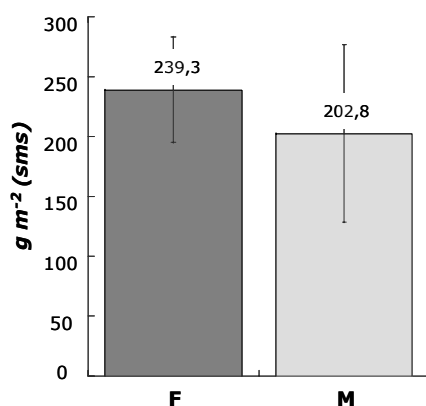


Figura 1.9. comparació dels valors de biomassa vegetal (g m⁻²) entre parcel·les fertilitzades amb fang de depuradora (F), fertilitzant mineral (M).

N = 4 parcel·les per tractament, \pm SD.

Als tres mesos de l'aplicació, l'anàlisi de la variància (ANOVA d'un factor; $\alpha=0,5$) no resulta significativa i, per tant, tot i presentar valors superiors (pes sec = 2392.73 ± 603.78 Kg ha⁻¹) a les de fertilitzant mineral (pes sec = 2027.73 ± 1219.95 Kg ha⁻¹), en termes de producció vegetal s'ha de dir que no hi ha diferències entre els dos fertilitzants (tractament: $p=0,4314$).

1.3.3.2 CREIXEMENT DELS ARBRES

A la taula 1.6, es presenten els resultats de l'anàlisi de la variància (ANOVA de mesures repetides) on es compara el creixement relatiu de la variable altura de l'arbre de les alzines i els roures, segons la classe seleccionada.

Taula 1.6. ANOVA de mesures repetides ($p < 0,05$) tenint en compte els diferents factors: fertilitzant, temps i la interacció (fertilitzant*temps).

Comparació del creixement relatiu (RGR) de la variable altura de l'arbre, de les dues espècies estudiades (Quercus ilex i Quercus humilis) segons la classe d'altura seleccionada. N = 4 parcel·les, \pm SD.

Factor	Q.humilis ($\leq 1,5$ m)		Q.humilis (2-3 m)		Q.ilex (1,5-3 m)	
	F-valor	p-valor	F-valor	p-valor	F-valor	p-valor
fertilitzant	0,007	0,9663	0,962	0,3413	0,322	0,5750
temps	22,881	0,0001*	0,001	0,9703	0,001	0,9755
fertilitzant*temps	1,953	0,1784	1,075	0,3151	2,896	0,999

Test PLSD Fisher's significatiu ($p < 0,05$)

No s'observa cap diferència entre tractaments (tipus de fertilitzant) per cap de les dues espècies ni classes d'altura, tal i com demostra l'anàlisi de mesures repetides. Donat que aquest experiment s'ha plantejat en un període de dos anys hem considerat oportú estudiar la tendència que segueixen els arbres curt i mig termini, és a dir la resposta en el creixement el primer i segon any des de l'aplicació (Figura 1.10).

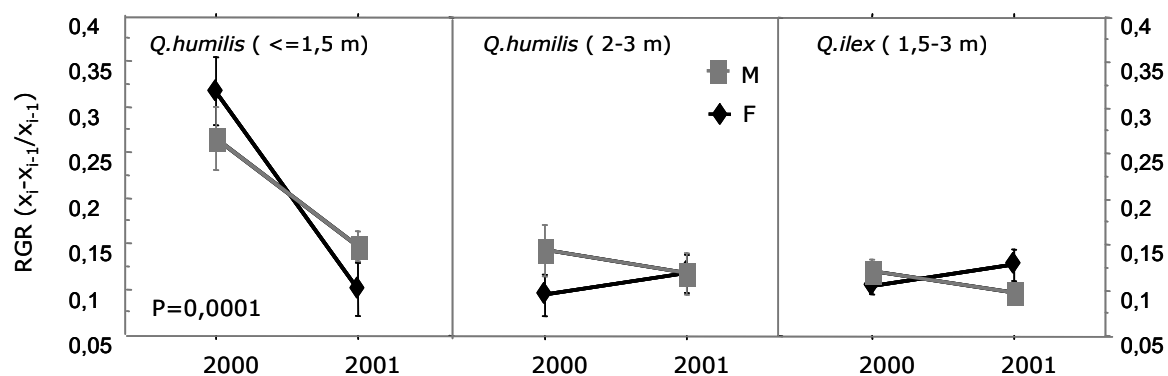


Figura 1.10. Comparació del creixement relatiu durant dos anys consecutius (1999- 2000 i 2000- 2001) de la variable altura de l'arbre de les dues espècies estudiades (Quercus ilex i Quercus humilis) i segons la classe d'altura seleccionada.

N = 4 parcel·les per tractament. ANOVA d'un factor

És força interessant destacar com els arbres petits ($\leq 1,5$ m), en aquest cas únicament s'ha pogut diferenciar aquesta classe en els roures, tenen en el primer any un creixement relatiu major (al voltant del 30%) al dels arbres grans. En aquest cas, tant les alzines com la categoria de roures de major altura (2-3 m), presenten gairebé el mateix creixement relatiu (RGR). També s'ha observat que els roures de menor altura ($\leq 1,5$ m) el primer any, tot i no resultar significatiu, semblen presentar un creixement lleugerament superior en les parcel·les adobades amb fang de depuradora.

El factor temps és únicament destacable en els arbres de mida petita que presenten un creixement relatiu major el primer any ($p=0,0001$) si han estat adobats amb els fangs de depuradora, com també es pot veure en els resultats de l'anàlisi de la variància presentats a la taula 1.6. Per contra, els arbres de major altura no presenten diferències entre els dos anys. No obstant, els arbres de les parcel·les amb fang semblen presentar una tendència a incrementar el seu creixement relatiu el segon any, en cap cas és, però, significatiu. Seria interessant seguir les mesures a més llarg termini.

1.3.4 EROSIÓ LAMINAR: MESURA DEL VOLUM D'AIGUA D'ESCOLAMENT SUPERFICIAL

A la Figura 1.11 es presenten els resultats obtinguts en els mostrejos del 12 de maig i 15 de juny. Es va mesurar el volum d'aigua de dins els bidons i els grams de sediment (pes sec) segrestats dins el canal. De l'aigua només es va mesurar el pH i la conductivitat elèctrica del primer dia (12 de maig).

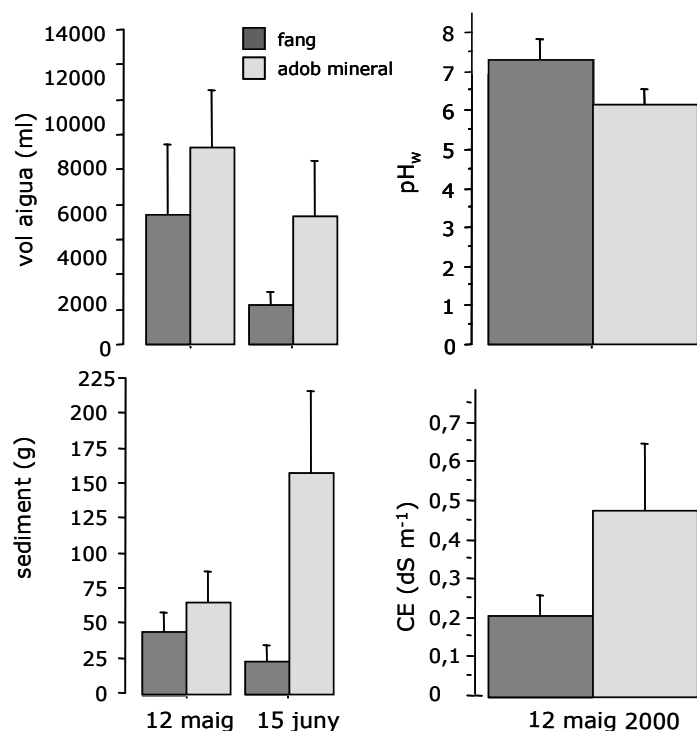


Figura 1.11. Comparació dels paràmetres analitzats de les mostres recollides del canal Gerlach a les parcel·les tractades amb fertilitzant mineral (M) i orgànic (F).

Paràmetres mesurats: el volum d'aigua d'escolament superficial (ml d'aigua), els grams de sediment, el pH de l'aigua i la conductivitat elèctrica ($CE_{25^{\circ}}$ dS m^{-1}).

Pel que fa al volum d'aigua recollit dins els contenidors s'observa en els dos mostrejos que a les parcel·les adobades amb fang de depuradora hi ha una menor captació d'aigua, és a dir s'ha

reduït l'escolament d'aigua superficial. També s'observa que la quantitat de sediment segrestat dins el canal Gerlach és inferior en les parcel·les adobades amb fang i que, al cap de 3 mesos (15 de juny), encara ha disminuït més.

El pH de l'aigua es lleugerament superior en les parcel·les adobades amb fang. Pel que fa a la conductivitat elèctrica, es produeix un fort increment, sobretot en les parcel·les amb fertilitzant mineral, poc temps després de l'aplicació de l'adob.

La mesura d'altres paràmetres de l'aigua com són els nivells de nitrogen de nitrat i amoni (Figura 1.12) ens pot donar indicis de la seva pèrdua per lixiviació, és a dir la quantitat de nitrogen de nitrat i amoniacal en fase soluble que és transportat per l'aigua de pluja i que, per tant, és exportat a l'exterior de les parcel·les. Les unitats emprades per il·lustrar aquestes exportacions han estat la concentració de nitrogen en forma d'amoni o de nitrat en l'escolament superficial (A) i la massa total recollida en els canals col·lectors (B).

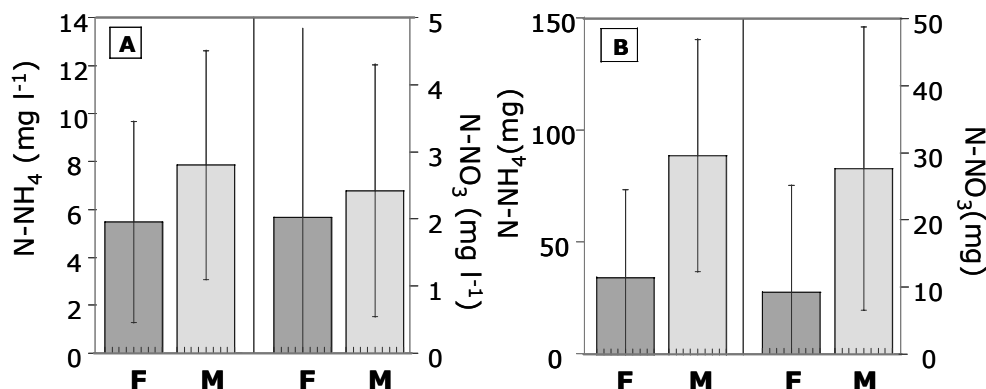


Figura 1.12. Comparació dels nivells de nitrogen d'amoni (N-NH₄) i nitrogen de nitrat (N-NO₃) de l'aigua recollida en els canals Gerlach a les parcel·les tractades amb fertilitzant mineral (M) i orgànic (F).
A = concentració (mg l⁻¹) i B= quantitat exportada (mg).

La concentració de nitrogen amoniacal i nitrogen de nitrat transportat per l'aigua d'escolament superficial (A) es pràcticament igual en ambdós tractaments (aprox. $6,265 \pm 4,529$ mg l⁻¹ N-NH₄ i $1,929 \pm 2,159$ mg l⁻¹ N-NO₃). No obstant la gran variabilitat, sembla ser, però, que a l'aigua d'escolament superficial recollida a les parcel·les amb fertilitzant mineral hi ha nivells de nitrogen amoniacal lleugerament superiors ($8,367 \pm 4,480$ mg l⁻¹ N-NH₄) al de les parcel·les adobades amb fang ($5,450 \pm 4,103$ mg l⁻¹ N-NH₄).

Amb la transformació de la concentració en unitats de massa (B), es pretén fer un petit exercici de balanços, per estimar la pèrdua per escolament superficial en una superfície determinada. És molt difícil conèixer l'àrea de captació del Gerlach, per aquesta raó es proposa una escala de menor a major superfície per tal d'estimar en cada un dels casos la quantitat de nitrogen de nitrat i d'amoni que s'ha perdut arrossegat per l'aigua d'aquestes pluges. Tenint en compte que, en aquests sòls el canal Gerlach pot arribar a captar l'aigua provinent d'una àrea màxima de 2 m² (Ojeda, 2002), es considerarà una àrea mínima de 0,25 m² i una àrea màxima de 2 m².

A partir de la concentració de N-NH₄ i N-NO₃ (mg l⁻¹) (figura 1,13 A) es poden fer els següents càlculs:

$X \text{ mg/ml N-NH}_4 \times \text{Vol aigua (ml)} = X \text{ mg N-NH}_4$ $X \text{ mg ml}^{-1} \text{ N-NO}_3 \times \text{Vol aigua (ml)} = X \text{ mg N-NO}_3$ (Figura 1.12 B)

A la taula 1.7 es mostra el percentatge de pèrdua estimada de nitrogen.

Taula 1.7. Pèrdua estimada de nitrogen (NH₄+NO₃), en funció de diferents superfícies de captació del canal Gerlach, a les parcel·les fertilitzades.

tractament	superfície de captació del Gerlach (m ²)	N-(NH ₄ +NO ₃) (mg m ⁻²)	N-(NH ₄ +NO ₃) (Kg ha ⁻¹)	N-escolament/Naplicat** (%)
fang	0,25	92,47	0,92	0,58
	0,5	68,08	0,68	0,43
	1	55,89	0,56	0,13
	2	49,79	0,50	0,35
mineral	0,25	290,87	2,90	1,80
	0,5	198,85	1,90	1,23
	1	152,84	1,53	0,95
	2	129,83	1,30	0,80

** 50 Kg de N a les parcel·les fertilitzades amb fang; 20,2 Kg de N a les parcel·les de fertilitzant mineral

*** (tenir en compte que només es mineralitza al voltant del 40% del N que aporten els fangs, Junta Sanejament, s/d).

Si tenim en compte que l'equivalent en Kg de N disponible que es va aplicar era d'uns 20 Kg per parcel·la, podem calcular el percentatge de nitrogen que s'ha perdut amb aquestes pluges per escolament superficial, en relació al nitrogen que contenien els fertilitzants. Segons els resultats calculats per cada una de les hipotètiques superfícies exposades a la taula 1.5 obtindríem una pèrdua de nitrogen per escolament superficial de l'ordre del 0,3-0,6 % a les parcel·les fertilitzades amb fang i entre el 0,7-1,8 % a les parcel·les on s'hi va aplicar fertilitzant mineral.

1.4 DISCUSSIÓ

1.4.1 PROPIETATS BIOLÒGIQUES

Per comprendre els resultats exposats en el que fa referència al carboni orgànic del sòl, hem de tenir en compte que hi ha hagut dues vies diferents d'aportació de matèria orgànica: (1) les restes vegetals triturades, i (2) els fangs de depuradora. L'aportació (1) és comú a totes les parcel·les, ja que ha estat un dels treballs de preparació del sòl, mentre que l'aportació (2) és exclusiva de les parcel·les que reben la fertilització orgànica, i no es produeix allà on el fertilitzant és mineral. Per tant, es normal que es produeixi un increment en el contingut de matèria orgànica a totes les parcel·les, per bé que aquest increment hauria de resultar lleugerament major a les tractades amb el fang, ja que aquí se n'ha aportat una quantitat suplementària. Això explica l'increment del 0,5% respecte al fertilitzant mineral. Ara bé, el fet que aquest increment no resulti significatiu i que, en conseqüència, estadísticament semblin iguals en ambdós tractaments, es pot donar per una sèrie de raons (o per una combinació de totes elles): (A) perquè la incorporació de les restes vegetals triturades va representar un aportació de 2Mg ha^{-1} de les fraccions més fines ($<0,5\text{ cm}$) i, per tant, es produeix un increment en el contingut de carboni orgànic també en aquelles parcel·les que únicament van rebre adob mineral. (B) perquè la superposició de les feines realitzades (preparació del sòl o trituració de les restes vegetals, i fertilització o aportació dels fangs) hagi generat una variabilitat més gran que la existent entre les parcel·les F i les M, i (C) perquè inicialment els fangs queden distribuïts de manera heterogènia, tot i que es van mesclar amb la terra i, per tant, hi ha una gran variabilitat espacial en la distribució de la matèria orgànica. Això explicaria també, que l'increment de carboni orgànic al sòl es detecti al cap d'un temps, a mesura que les toves de fang s'han anat disgregant i integrant al sòl. La variabilitat que s'observa és, probablement, espacial, ja que la matèria orgànica aportada al sòl en condicions reals de camp no pot variar tan ràpidament com perquè l'anàlisi del contingut total pugui donar diferències significatives en tan sols tres mesos. I menys, si tenim en compte que una bona part del carboni orgànic d'aquests sòls prové també de la fracció més grollera de les restes triturades que és un material molt recalitrant i de mineralització lenta. Sommers *et al.*, (1976) conclouen que, més enllà de les variacions temporals, el contingut de carboni orgànic dels fangs és relativament constant respecte al temps de mostreig..

En el cas dels sòls tractats amb adob mineral es produeixen petits increments en l'ARP i la biomassa microbiana, molt probablement induïts, per l'increment en la biodisponibilitat de nutrients com a conseqüència de la fertilització.

L'activitat respiratòria potencial està molt condicionada per la quantitat de matèria orgànica del sòl i la naturalesa de la mateixa. Així doncs, podem observar que les parcel·les que han rebut una aportació de matèria orgànica fresca, com és el fang, presenten una activitat respiratòria potencial major, com a resultat de l'activitat mineralitzadora dels microorganismes que responen a l'increment dels compostos orgànics làbils, aportats pel fang, que són la seva principal font de carboni i energia. De la mateixa manera, la biomassa microbiana o el carboni de naturalesa microbiana, també té una gran dependència del contingut de matèria orgànica, és a dir, en aquest cas, una resposta positiva en les parcel·les adobades amb un fertilitzant orgànic, com són les parcel·les amb fang de depuradora. Els resultats anteriors, coincideixen amb altres estudis, on s'observa una clara dependència d'aquests dos paràmetres del contingut de carboni orgànic (Badia, 1991; Lin i Brookes, 1996; Ortiz, 1998).

El clar descens que es produeix en el coeficient de mineralització del carboni durant el període de mostreig, independentment del fertilitzant emprat, s'explica per una disminució de l'activitat respiratòria. Aquesta dinàmica decreixent en els mesos immediatament posteriors a la fertilització de les parcel·les es pot explicar, d'una banda, per una intensa activitat heterotròfica, que redueix progressivament la proporció de compostos orgànics làbils i, en conseqüència, fa que les parcel·les adobades d'una o altra manera siguin cada vegada més semblants entre elles.

Quant a la relació C-mic/C-org no s'observen diferències significatives en funció del tipus de tractament aplicat i, per tant, hem de pensar que l'increment en la biomassa microbiana es produeix de manera proporcional a la quantitat de matèria orgànica aportada. A més, cal tenir en compte que l'experiment s'ha realitzat en una època en què la temperatura del sòl va augmentant, i aquest fet explica que la biomassa microbiana i la relació C-mic/C-Org mostrin, independentment de la fertilització aportada, una marcada tendència creixent, coincidint amb la primavera.

El quocient metabòlic (qCO_2), tampoc presenta diferències entre tractaments, fet que ens indica que la fracció de microorganismes metabòlicament activa és similar en els dos tractaments. Aquest fet és interessant, ja que el qCO_2 , a més de relacionar-se amb la disponibilitat de carboni làbil al sòl (Alvarez *et al.*, 1997), també és un bon indicador de l'estrès microbià (Wolters i Jorgensen, 1991; Anderson i Domsch, 1993), ja que la fracció

de la biomassa microbiana del sòl que es manté biològicament activa n'és molt sensible (Anderson, 1994) i, per tant, ens podria està mostrant que si està produint una inhibició de l'activitat mineralitzadora.

L'increment del flux de CO₂ a les parcel·les adobades amb fang es deu a una major activitat mineralitzadora per part dels microorganismes aerobis (Tate, 1987). Aquest fenomen, però, s'estabilitza força ràpidament. El fet que en ambdós tractaments es produeixi una forta davallada al poc temps de l'aplicació, ens demostra que: (1) hi ha una gran dependència de les condicions climàtiques, ja que en aquest període (juny-juliol) el sòl es va assecant progressivament amb l'augment de l'evapotranspiració i l'activitat dels microorganismes disminueix (Rayment, 2000; Widén, 2002) i (2) que els compostos més fàcilment mineralitzables ja s'han descompost, i és el resultat de l'esgotament dels compostos orgànics més fàcilment mineralitzables. L'increment que es produeix després de l'estiu i que es prolonga fins la primavera de l'any següent ens està indicant que encara hi ha matèria orgànica disponible al sol, i que aquesta encara es disponible com a font de carboni dels microorganismes aerobis edàfics. Com a resultat d'això, i observant els resultats, podem dir que al cap d'un any (segona primavera), encara no s'ha estabilitzat del tot la matèria orgànica aportada pel fang ja que el flux de CO₂ continua sent més elevat en aquelles parcel·les que han rebut aquest fertilitzant orgànic.

El fet més interessant de l'experiment de les bosses de descomposició és l'obtenció d'un valor que ens pot servir com a referència de la descomposició de la fullaraca i altres restes vegetals molt recalcitrants a l'àrea d'estudi. Segons això, s'ha observat que després de dos anys d'incubació al sòl, s'ha descompost el 40% del material vegetal que hi havia a l'interior de les bosses de niló. Aquests resultats són comparables amb altres treballs on s'ha vist que el pes sec romanent de fulles de *Cistus incanus* després de 18 mesos d'incubació al camp era de l'ordre d'un 60% (Fioretto, et al 2000). Altres estudis fets amb fulles de roure (*Quercus alba*) després de 19 mesos d'incubació el pes romanent era de l'ordre del 64-30%, i variava en funció de la regió on es va fer l'estudi (Kuperman, 1998). Aquests valors no semblen estar condicionats al tipus de fertilitzant aportat i, per tant, tot i presentar les parcel·les adobades amb fang (veure resultats de paràmetres biològics) una major activitat respiratòria i una proliferació major de la biomassa microbiana, la descomposició d'un material molt recalcitrant, com era el que contenien les bosses de malla, no es veu afavorida per una major activitat mineralitzadora del sòl. Sembla doncs, que la matèria orgànica que es mineralitza, i que s'observa en els valors de l'ARP, el flux de CO₂, etc., correspon essencialment a la que s'ha aportat amb els fangs, més que no pas a la que prové de la trituració de les restes vegetals.

1.4.2 PRODUCCIÓ DE NITRATS: DETERMINACIÓ DEL N-NH₄ I N-NO₃

Les diferències observades entre tractaments pel que fa a la dinàmica temporal que segueix l'amoni són degudes a que el fertilitzant mineral aplicat allibera els nutrients de manera immediata de manera que el nitrogen incorporat en forma mineral (NH₄⁺) pot ser absorbit immediatament per les plantes. Una part d'aquest amoni pot ser utilitzat pels microorganismes heterotròfics i transformat en nitrogen orgànic en el procés d'immobilització. Una part es podria perdre per volatilització, però en aquests sòls de pH lleugerament àcid, aquesta es preveu mínima. Pel que fa al fang, el nitrogen que aporten és de naturalesa orgànica i conté ja una part important de nitrogen animoacídic que fàcilment es pot transformar en amoni per part dels microorganismes heterotròfics del sòl, en particular bacteries i fongs. Per aquesta raó els nivells de N-NH₄ són relativament alts als primers mesos i tendeixen a disminuir al transformar-se en nitrats o ser absorbits per la vegetació. El nitrat és absorbit mitjançant mecanismes de reducció assimilatòria i transformat en NH₃ que posteriorment es combinarà amb compostos de carboni per formar components essencials (aminoàcids, bases puríniques i pirimidíniques, aminosucre, proteïnes, àcids nucleics, aminopolissacàrids, etc.).

La dinàmica temporal d'aquest paràmetre és molt diferent en els dos tractaments. En les parcel·les fertilitzades amb adob mineral, els nutrients són alliberats de manera ràpida i, per tant, no hi ha increment dels nivells de nitrat al sòl. El consum de nitrogen en la nutrició de les plantes, sobretot coincidint amb el període de creixement primaveral, redueix la pèrdua per rentat, tenint en compte que es tracta d'un sòl amb un epipedió sorrenc. L'arrossegament superficial sobretot en els períodes de pluges fortes, ja que el fertilitzant mineral es va aplicar de manera superficial, també fa que no hi hagi una acumulació de nitrats al sòl. A diferència d'això, les parcel·les amb fang van produint amoni molt més lentament i, per tant, la vitrificació també es produeix de manera més progressiva. Un factor important a tenir en compte, és l'elevada quantitat de nitrogen orgànic que contenen. A mesura que es va mineralitzant la matèria orgànica continguda al fang, es va alliberant el nitrogen. A més, l'elevada concentració de nitrogen fa que en incorporar-se la matèria orgànica que contenen els fangs la relació C/N del sòl disminueixi, afavorint d'aquesta manera els processos de mineralització. Això provoca un increment en la concentració de nitrats al sòl. Si bé l'escolament i el drenatge hipodèrmic poden ser vies de pèrdua (Hébert, 1987), l'excés de nitrats al no ser consumits totalment per la vegetació s'acumulen al sòl i són rentats fàcilment. En sòls sorrencs, com els estudiats, pot arribar a ser un problema ja que la retenció d'aigua és molt baixa i per tant

l'excés de nitrat pot perdre's per lixiviació i passar als sistemes adjacents amb els conseqüents perjudicis ambientals.

1.4.3 RESPOSTA DE LA VEGETACIÓ

Els resultats de producció vegetal, tot i no haver-hi diferències significatives entre tractaments, no es poden menystenir ja que estem parlant d'uns 370 Kg ha⁻¹ més de fitomassa en les parcel·les adobades amb fang. És pot pensar, per tant, que hi ha una resposta positiva en el creixement vegetal als quatre mesos d'haver aplicat el fertilitzant, i que aquesta tot i no ser significativa, depèn en major o menor mesura, de la naturalesa del material. Segons això, sembla haver-hi millor resposta en les parcel·les fertilitzades amb fang, tot i haver rebut aproximadament la mateixa càrrega de nutrients que les parcel·les adobades amb fertilitzant mineral.

Els resultats exposats semblen mostrar que els arbres que es veurien més afavorits, i que per tant respondrien positivament a un fertilitzant, són els de mida més petita, amb un RGR molt més alt que els arbres de major altura. També s'observa que, el segon any, els arbres de mida gran de les parcel·les adobades amb fang tendeixen a augmentar en creixement relatiu, i que en el cas de l'alzina, aquest és superior al de les parcel·les de fertilitzant mineral.

Aquests resultats únicament ens permeten intuir la possible resposta dels arbres davant una fertilització del sòl i detectar de cara a altres experiments quins poden ser els criteris per obtenir millors resultats. Tot i que el principal limitant ha estat el nombre reduït d'individus i la heterogeneïtat en quant a la mida dels arbres.

1.4.4 EROSIÓ LAMINAR: MESURA DEL VOLUM D'AIGUA D'ESCOLAMENT SUPERFICIAL

Les diferències observades, amb valors inferiors en les parcel·les amb fang, en el volum d'aigua i sediment recollit pel canal *Gerlach*, s'han de matisar ja que l'anàlisi és poc sòlid per manca de dades i l'elevada variabilitat entre parcel·les d'un mateix tractament. No obstant, donats els resultats obtinguts, es pot pensar en una reducció de l'aigua d'escolament i sediment del sòl en les parcel·les que han estat fertilitzades amb fang, degut a una millora, podríem dir, de les propietats físiques del sòl.

A l'apartat sobre el nitrogen (1.3.2) s'observava que, al moment de l'aplicació, hi havia nivells superiors de N-NH₄ en les parcel·les que havien estat adobades amb fertilitzant mineral i que, seguidament, es produïa una forta davallada. Aquesta baixada de la concentració de nitrogen amoniacal al sòl es podria explicar, per una banda per l'acció

dels bacteris nitrificadors del sòl que l'haurien transformat en nitrogen de nitrat (N-NO₃). També una part, petita, s'hauria perdut per volatilització, una altre per lixiviació, i també, com demostren aquests resultats, per escolament superficial. La diferencia, tot i que no significativa, en la concentració de nitrogen amoniacal a l'aigua, amb valors lleugerament inferiors en les parcel·les amb fang, s'explicaria pel fet que l'adob mineral ja ha aportat quantitats importants d'amoni, mentre que el nitrogen que aporten els fangs és essencialment orgànic, i requereix que la matèria orgànica es mineralitzi abans de detectar una concentració elevada d'amoni. A més, la mineralització de la matèria orgànica nitrogenada, al ser un procés gradual, implica un alliberament més lent de l'amoni, que s'anirà nitrificant progressivament, i això repercuteix en un pic menys acusat de concentració d'amoni al sòl.

L'estimació de la pèrdua potencial segons diferents, i hipotètiques, superfícies de captació del *Gerlach* ens ha permès observar que, en tots els casos, les pèrdues per escolament superficial representen una fracció molt petita en relació a la quantitat total aportada. Això és del tot justificable si atenem al fet que es tracta d'un sòl sorrenc, amb una elevada capacitat d'infiltració i, per tant, la principal pèrdua es produirà per rentat

En l'experiment de simulació de pluja (Ortiz i Alcañiz, 2001) s'aprecia que el coeficient d'escolament dels sòls revegetats, independentment del tipus de fertilitzant, presenta unes dinàmiques molt similars, i no s'observen diferències significatives ($p=0,4906$). Hem pogut observar que com a molt un 20 % de l'aigua de pluja s'escola superficialment i, per tant, la major part d'aquesta, al voltant del 80%, s'infiltrarà. Una coberta vegetal densa confereix al sòl una capacitat d'infiltració d'aigua molt elevada, que redueix l'escolament superficial i, per tant, la pèrdua de sòl per erosió a valors gairebé negligibles (Sort, 1997).

En aquest experiment de simulació de pluja, es demostra que en absència d'una coberta herbàcia, els fangs protegeixen el sòl contra l'erosió, al reduir dràsticament l'escolament superficial. Aquest efecte resulta molt important en pluges de llarga durada, ja que a l'inici no s'observaven diferències entre sòls amb diferent fertilitzant i, a partir dels 10 minuts, en els sòls amb fang es produeix un increment de la infiltració de manera significativa. La incorporació de matèria orgànica i dels agents floculants que es troben als fangs possibiliten la formació d'uns agregats estructuralment estables que presenten una gran resistència a l'erosió (Le Bissonais, 1996; Levy, 1996; Sort, 1997; Sort i Alcañiz, 1996) i, per tant, provoquen una millora en l'estructura del sòl. A diferència, els sòls fertilitzats amb l'adob mineral no experimenten cap canvi en l'estructura edàfica i, en conseqüència, la infiltració que presenten és baixa i quan el sòl està saturat l'aigua que arriba s'escolarà totalment per la superfície. Donat que la vegetació respon al seu cicle

vegetatiu, en les estacions més eixutes quan aquesta minva, els sòl que han rebut fang seran menys susceptibles a l'erosió

1.5 CONCLUSIONS

L'aportació dels fertilitzants assajats al sòl genera un increment immediat de l'activitat respiratòria potencial i de la biomassa microbiana del sòl. Aquest increment és superior en les parcel·les adobades amb fangs degut a una resposta positiva dels microorganismes a la incorporació de matèria orgànica fresca.

La matèria orgànica que contenen els fangs és molt làbil i, per tant, es mineralitza amb molta facilitat, provocant, també, un elevat flux de CO₂. El manteniment d'un flux de CO₂ major en els sòls adobats amb fang al cap d'un any revela que la matèria orgànica aportada encara no s'ha estabilitzat del tot.

L'acumulació de nitrogen al sòl, sobretot en forma de nitrats, superior en les parcel·les adobades amb fertilitzant orgànic, comporta un risc, ja que en aquest sòl que té un epipedió sorrenc pot ser rentat fàcilment i, per tant podria contaminar els sistemes adjacents.

L'aportació al sòl de fang de depuradora afavoreix el creixement de la vegetació, amb una producció herbàcia lleugerament superior a la dels sòls que han rebut fertilitzants minerals.

Les parcel·les adobades amb fang semblen presentar una tendència a reduir l'escolament d'aigua superficial i, per tant, la susceptibilitat a la pèrdua de sòl per erosió.

L'ús de fangs afavoreix les propietats biològiques i, per tant, sembla ser una bona alternativa als fertilitzants minerals per a la transformació de brolles en devesa com l'estudiada.

En resum, es pot afirmar, que la fertilització amb fangs millora la protecció contra l'erosió, si més no en les etapes inicials. La matèria orgànica aportada amb els fangs es mineralitza força ràpidament, i origina un increment en la concentració de nitrats al sòl i, per tant, aquests aspectes haurien de ser estudiats amb més detall. La raó per la qual no s'han observat efectes molt clars en el creixement dels arbres, pot ser deguda pel fet que el període estudiat hagi estat massa breu. És, per tant, necessari, aprofundir en l'estudi dels efectes de la fertilització amb fangs que es relacionen amb la dinàmica de la matèria orgànica, la producció de nitrats i la resposta de la vegetació.

1.6 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- Alcañiz JM, Serrasolsas I, Vallejo R. 1996. Efectes dels incendis forestals sobre el sòl. In Terradas J (ed) *Ecologia del foc*. Edicions Proa, Barcelona, pp. 111-130.
- Alvarez, C.R.; Alvarez, R.; Grigero, M.S. & Lavado, R.S. 1998. Associations between OM fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30(6): 767-773.
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 1985. Maintenance carbon requirements of actively metabolizing microbial population under in situ conditions. *Soil. Biol. Biochem.* 17: 197-203.
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.
- Anderson, T.H. 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: Ritz, K.; Gighton, J. & Giller, K.E (Eds.), *Beyond the biomass*. John Wilwy and sons, British Society of Soil Science, Sayce Publishing.
- Badia, D. 1991. La materia orgánica en suelos de zonas semi-áridas. Tesi de doctorat. Bellaterra, Barcelona
- Beltran, M.; Coss, E. ; Luna, M.L.; Mercado; Siebe, C. & Dendoven, L. 1999. Carbon and nitrogen dynamics in alkaline saline soil of the former lake Texoco (Mexico) as affected by application of sewage sludge. *European Journal of Soil Science.* 50: 601-608.
- Bouma, J. & Droogers, P. 1998. A procedure to derive land quality indicators for sustainable agricultural production. *Geoderma.* 85: 103-110.
- Boyle, M. & Paul, E. A. 1989. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 99-101.
- Dommergues, Y. 1960. La notion de coeficient de minéralization du carbons dans les sòls. *L'Agronime Tropicale Centre de la propietat forestal.* XV (1): 54-60.
- Fernandes, E. C. M.; Motavilli, P. P.; Castilla, C.; Mukurumbira, L. 1997. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. *Geoderma* 79: 25-
- Fioretto, a.; Papa, S.; Sorrentino, G & Fuggi, A. 2000. Decomposition of *Cistus inacnus* leaf in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. *Soil Biol. Biochem.* 33:311-321.
- Fließbach, A.; Mäder, P. & Niggli, U. 2000. Mineralization and microbial assimilation of ¹⁴C-labeled straw in soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biol. Biochem.*, 32: 1131-1139.
- Giovannini, G. 1987. Effect of fire and associate heating wave on the physicochemical parameters related to the soil potential reodibility. *Ecologia Mediterranea.* Tome XIII (fascicule 4).
- Gedroits, K.K. 1935. In Kononova, M.M. 1982. *Materia orgánica del suelo*. Oikos-tau. Eds, Barcelona. p. 124
- Habrouk, A. 2001. Regeneración natural y restauración de la zona afectada por el gran incendio del Bages y Berguedà de 1994. Capítulo 4. Tesi de doctorat. Bellaterra, Barcelona

- Harrison, R.; Xue, D.; Henry, C. & Cole, D.W. 1994. Long-term effects of heavy applications of biosòlids on organic matter and nutrient content of a coarse-textured forest soil. *Forest Ecology and Management*. 66: 165-177.
- Hébert, J. 1987. Edafología. 2. Constituyentes y propiedades del suelo. Cap. XXIII Bonneau, M; Souchier, B. Ed. Masson, S.A. Paris
- Josa, R.; Arias, X.; Sòle, A. 1994. Effects of slashburning in some soil physical properties in a holm.oak coppice. In Sala, M.; Rubio, J.L. (Ed.). *Soil Erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma ediciones. Logroño. Pp. 29-42.
- Junta de Sanejament. (s/f). Manual d'aplicació al sòl dels fangs de depuració. Edició draft.
- Katayama, A.; Ker, K.; Hirai, M.; Shoda, M. & Kubota, H. 1987. Stabilization process of sewage sludge compost in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 33 (1): 123-135.
- Khalee, R.; Reddy, K. & Obercash, M.R. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: A review. *Journal Environm. Qual.* 10:133-141.
- Kuperman, R.G. 1998. Litter decomposition and nutrient dynamics in oak-hickory forests along a hitoric gradient of nitrogen and sulfur deposition. *Soil Biol. Biochem.* 31: 237-244.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Soil characteristics and aggregate stability. In: M. Agassi (ed.) *Soil erosion, conservation, and rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 41-60.
- Levy, G.J. 1996. Soil stabilizers. In: M. Agassi (ed.) *Soil erosion, conservation, and rehabilitation*. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 267-300.
- Lin, Q. & Brookes, P.C. 1996. Comparison of methods to measure microbial biomass in unamended, ryegrass- amended and fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.* 28(7): 933-939.
- Masciandaro, G. & Ceccanti, B. 1999. Assessing soil quality in different agro-ecosystems through biochemical and chemico-structural properties of humic substances. *Soil & Tillage Research*. 51: 129-137.
- Montserrat, P. 1984. Els pasturatges. *Quaderns d'Ecologia Aplicada* n° 7 p. 48 i p. 62
- Nadson 1903). In Kononova, M.M. 1982) *Materia orgánica del suelo*. Oikos-tau. Eds, Barcelona. p. 113.
- Navas, A.; Machín, J.; Navas, B. 1999). Use of biosòlids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology* 69: 199-205
- Nelson, D. W. i L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: A. L. Page, R. H. Miller i D. R. Keeney (eds), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Omellanskiy, V.L. 1927). In Kononova, M.M. 1982. *Materia orgánica del suelo*. Oikos-tau. Eds, Barcelona. p. 113
- Ortiz, O. 1998. *Activitat biològica en sòls de pedreres de calcària restaurats amb fangs de depuradora*. Tesi de doctorat. Bellaterra, Barcelona
- Ortiz, O. i Alcañiz, 2001. Reducció de l'erosionabilitat d'un alfisòl mitjançant l'us de fangs de depuradora o d'adobs minerals per al desenvolupament de la coberta herbàcia. *ORSIS. Organismes i Sistemes*. UAB. 15: 121-131
- Pla Tècnic de Gestió i Millora Forestal (PTGMF). 1995. N° 082780015. Centre de la propietat forestal.
- Previtali, F. 2001. *Elementi di geopedologia: genesi e geografia dei suoli*. CUEM. Milano.
- Rayment, M.B & Jarvis, P.G. 2000. Temporal and spatial variation of soil efflux in a Canadian

- boreal forest. *Soil Biol. Biochem.* 32: 35-45.
- Reeves, D. W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil & Tillage Research.* 43: 131-167.
- Ross, D.J.; Molloy, L.F.; Bridges, B.A. & Cairns, A 1978. Studies on climosequence of soils in tussock grasslands. *New Zealand Journal of Science.* 21: 459-465.
- Savinov, , N.I. 1935. In Kononova, M.M. 1982) *Materia orgánica del suelo.* Oikos-tau. Eds, Barcelona. p. 124
- Soil Taxonomy. 1975. A basic system of soil classification for making and interpreting soils surveys. Soil Survey Staff. Soil Conservation Service. U.S. Departement of Agriculture. Agriculture Handbook n° 436.
- Soil Taxonomy. 1998. Keys to Soil Taxonomy. By Soil Survey Staff. U.S. Departement of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Eighth ed.
- Sokolovsky, A.N. 1021. In Kononova, M.M. 1982) *Materia orgánica del suelo.* Oikos-tau. Eds, Barcelona. p.124
- Sommers, L.E.; Nelson, D.W. & Yost, K.Y. 1976. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. *J. Environ. Quality.* 5: 303-306
- Sort, X 1997). Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora. Tesi de doctorat. Bellaterra, Barcelona
- Sort, X.; Alcañiz, JM. 1999). Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation & Development* 10: 3-12
- Sousa, W.P. 1994. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev.System.* 85: 354-391.
- Tate, R.J. 1987. Soil organic matter. Biological anf ecological effects. John Wiley & Sons. NY.
- Terrades, J. 1987. Ecosistemes terrestres. *Quaderns d'Ecologia Aplicada* n° 10 p. 21
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación.* Omega. Barcelona
- Tyulin, , I.F. 1946. In Kononova, M.M. 1982) *Materia orgánica del suelo.* Oikos-tau. Eds, Barcelona. p. 124
- Vance E.D.; P.C. Brookes & Jenkinson, D.S. 1987. An extration method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 19 (6): 703-707.
- Vinogradsky, V.I. 1986. In Kononova, M.M. 1982) *Materia orgánica del suelo.* Oikos-tau. Eds, Barcelona. p. 111
- Widén, B. 2002. Seasonal variation in forest-floor CO₂ exchange in a Swedish coniferous forest. *Agricultural and forest metereology.* 111:283-297.
- White, C.S.; Loftin, S.R. & Aguilar, R. 1997. Application of biosòlids to degraded semiarid rangeland: nine-year responses. *J. Environ. Qual.* 26: 1663-1671.
- Wolters, V. & Joergensen, R.G. 1991. Microbial carbon turnover is beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol. Biochem.* 23: 897-902

CAPÍTOL 2

DINÀMICA DE LA MATÈRIA ORGÀNICA EN SÒLS TRACTATS AMB TRES TIPUS DE FANGS EN CONDICIONS CONTROLADES

2.1 INTRODUCCIÓ

La generació de residus és cada cop més gran en la nostra societat. A Catalunya, l'any 2001 es van generar 982,3 Mg de llots de depuració i els sòls agrícoles van rebre 323,0 Mg residus orgànics i 215,8 Mg de compostatge (Junta de Residus, 2003). Donat que la disposició en abocadors resulta una pràctica poc sostenible, és important valoritzar-los avaluant-ne l'acceptació econòmica i ambiental, i treure'n alguna cosa de profit de la seva aplicació. L'ús de fangs de depuradora per a l'esmena de sòls és la manera més simple, econòmica i convenient de reciclar-los (Rauch i Becker, 2000), degut a les propietats que la matèria orgànica confereix al sòl com és la introducció de nutrients i el seu efecte estructurador, degut a la formació del complexos organo-minerals (Springer, 1936; Tyurin, 1937), entre altres. Les funcions de la matèria orgànica del sòl (MOS) han estat extensament revisades per Vaughan i Ord (1985), Vaughan i Malcolm, (1985) i Vaughan et al., (1985). Els fangs de depuradora contenen molts dels nutrients necessaris pels cultius i el creixement dels boscos (Crohn, 1995) i, si s'apliquen adequadament, aquest residu ric en matèria orgànica fresca pot usar-se per a la millora del sòl com a fertilitzant orgànic (Sopper, 1993; Sastre et al., 1996, Ortiz, 1998) o condicionador del sòl (Pakpian et al., 2001), ja que contribueix també a augmentar l'estabilitat dels agregats (Sort i Alcañiz, 1999).

Els problemes de salubritat associats a l'ús dels fangs frescos (F), degut a la transmissió de contaminants (Banerjee et al., 1997; Ronald, 1998; Rauch i Becker, 2000) i microorganismes patògens, constitueixen un factor limitant per a la seva aplicació al sòl, i fan necessari investigar les possibilitats d'ús d'aquests residus un cop sotmesos a un procés d'higienització. L'article 2 de la directiva europea (86/278/CEE) designa com a fangs tractats aquells fangs frescos que s'han sotmès a tractaments biològics, químics o tèrmics i que tenen com a finalitat reduir el poder de fermentació i els inconvenients sanitaris del seu ús, tot eliminant també els problemes ocasionats per la fortor desagradable que desprenen. A Catalunya, sembla que s'imposaran com a vies de post-tractament dels fangs el compostatge i l'assecatge tèrmic. El compost (C) es produeix a partir del fang fresc, que barrejat amb material vegetal es sotmet a una digestió aeròbia, de manera que genera una matèria orgànica molt estabilitzada. El fang assecat tèrmicament (T) s'elabora a partir

del fang fresc, mitjançant un procés d'assecatge a temperatura elevada que provoca d'una part l'evaporació de l'aigua que conté el fang, de l'altra la se va esterilització.

La fertilització de sòls mitjançant l'ús de fang fresc ha estat estudiada per molts autors (Sopper, 1993; Comellas *et al.*, 1994; Alcañiz *et al.*, 1996; Anaya *et al.*, 1996; Ortiz, 1998) i demostrada l'eficàcia en determinats aspectes, tot ells relacionats amb un increment de la matèria orgànica del sòl. Els fangs compostat i assecat tèrmicament són materials relativament nous, els seus efectes en aplicacions de camp, sobre conreus o altres destinacions, són encara desconeguts i tot just ara es comença a estudiar el seu comportament en el sòl. Segons l'esborrany de la directiva comunitària abans d'utilitzar aquests productes en aplicacions al camp és necessari assegurar la seva salubritat. A més d'analitzar els paràmetres que exigeix l'actual normativa (metalls pesants, matèria seca, matèria orgànica, pH, N, P en fangs; pH i metalls pesants en sòls) especificat en els Annexos II A i B de l'esmentada normativa (Real decret 1310/1990), serà també interessant estudiar a fons les propietats físico-químiques i els paràmetres relacionats amb la matèria orgànica que contenen i les seves transformacions un cop integrada al sòl, ja que la biologia del sòl és una component indicadora de la qualitat del sòl i un agent catalitzador responsable de moltes de les transformacions que s'hi produeix, la majoria relacionades amb el cicle dels nutrients (Banerjee *et al.*, 1997).

La MOS és essencial en la major part dels processos edàfics que es relacionen amb la fertilitat del sòl (Elliott *et al.*, 1996). Aquests processos, però, son d'una gran complexitat i reactivitat (Tabatabai, 1996). Per aquesta raó, per a estudiar-ne la seva dinàmica ens centrarem en l'activitat dels microorganismes o respiració del sòl (C-CO₂) i el carboni microbià. La mineralització de la MOS implica la conversió dels compostos orgànics en formes minerals. En aquest procés intervenen microorganismes heteròtrofs del sòl que oxiden el carboni orgànic fins a CO₂, que passa a l'atmosfera del sòl (Tate, 1987). Aquest conjunt de processos es coneix com respiració del sòl. La mesura de la biomassa microbiana, donat que aquests organismes utilitzen la matèria orgànica com a font de carboni i d'energia, ens pot ajudar a avaluar el *turnover* de la MOS (Sagger *et al.*, 2001).

Aquest estudi s'ha dut a terme a través de l'anàlisi d'aquests paràmetres, ja que la mineralització de substrats orgànics i la pèrdua de nutrients resulta de l'activitat heterotròfica de la biomassa microbiana (Anderson, 1994). La relació entre el carboni microbià i el carboni orgànic (C-mic/C-Org) permet comparar la magnitud de la biomassa microbiana en sòls que presenten diferents nivells de matèria orgànica (Insam, 1990), i també avaluar-ne la seva resposta davant de una matèria orgànica de característiques diferents. En aquest sentit, pot resultar també útil comparar la relació entre la respiració

del sòl per unitat de temps i el carboni orgànic o coeficient de mineralització del carboni (Dommergues, 1960). L'activitat heterotròfica en relació a la biomassa microbiana, o quocient metabòlic microbià (qCO_2) ens pot servir per a estimar la fracció de la biomassa microbiana del sòl que és biològicament activa, com a índex del desenvolupament o degradació del sòl (Insam i Domsh, 1988; Insam *et al.*, 1989) i per valorar la qualitat de la matèria orgànica aportada (*OM input*) (Anderson i Domsh, 1990, 1993).

Per aquesta raó, en aquest treball ens proposem:

- (1) Caracteritzar la dinàmica i les transformacions que afecten la matèria orgànica de sòls tractats amb tres tipus de fangs (frescs, compostats i assecats tèrmicament).
- (2) Identificar quin dels paràmetres associats a la MOS i a la seva dinàmica, pot aportar-nos informació sobre les característiques particulars dels diferents tipus de fangs i, per tant, sobre el seu comportament al sòl.
- (3) Obtenir dades sobre el comportament d'aquests materials en condicions controlades que, siguin útils per a aplicacions posteriors en condicions de camp.

2.2 MATERIALS I MÈTODES

2.2.1 DISSENY EXPERIMENTAL

Es van escollir dos tipus de sòls amb propietats ben contrastades per poder esbrinar els efectes dels tres tipus de fangs aplicats a dues dosis. Per tant, es van preparar diferents tipus de mescles a partir de: dos tipus de sòls, tres tipus de fang i dues dosis.

Les combinacions possibles dels tres factors avaluats: el tipus de sòl (sauló i argilós), el tipus de fang (fresc, compostat i tèrmic) i la dosi aplicada (dosi alta, dosi baixa) es descriuen a la figura 2.1. De cada tractament es van fer tres rèpliques, és a dir en total 42 comptant els sis controls.

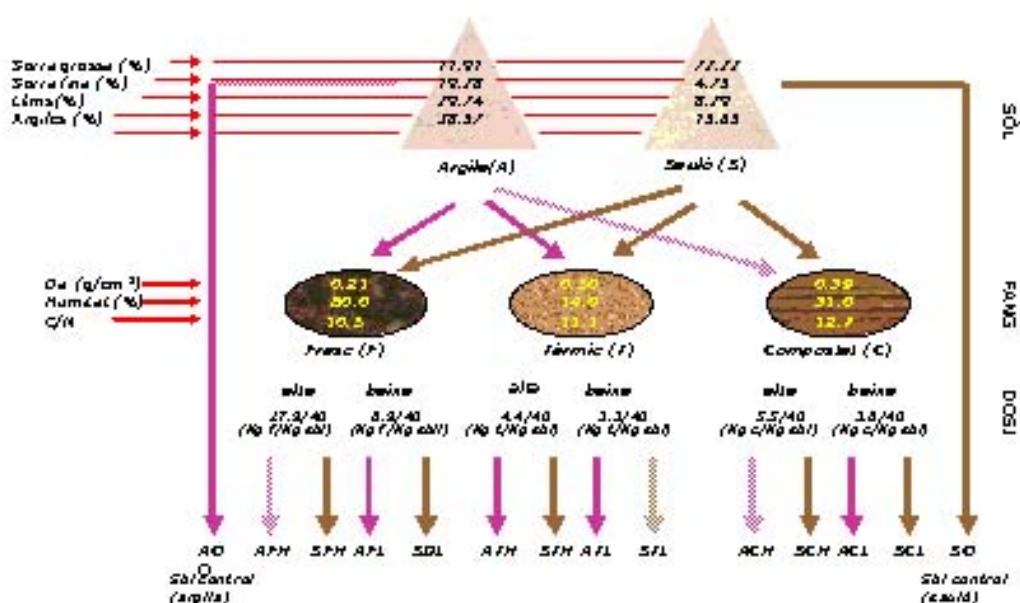


Figura 2.1 Combinacions dels tres tipus de fang ("F"=fresc, "C"= compostat i "T"=tèrmic) amb dos sòls ("A"=argilós i "S"= sauló) i en dues dosis diferents ("H"= alta i "L"=baixa)

2.2.1.1 CARACTERÍSTIQUES DELS MATERIALS EMPRATS

Tipus de sòls

S'han emprat dos sòls de diferents característiques i procedència. Un sòl argilós desenvolupat sobre calcàries i dolomies procedent d'una pedrera d'Alcover (Alt Camp) i un

sòl de sauló format sobre sauló provinent d'una pedrera de Sant Fost de Campcentelles (Vallès Occidental).

Aquests sòls presenten característiques, físiques sobretot, molt diferents (taula 2.1).

Taula 2.1 Resultats analítics dels principals paràmetres dels sòls utilitzats en aquest experiment.

Da (cilindre); aigua saturació; Ho; sorra (garbellatge); sorra fina (garbellatge); llims i argiles (pipeta Robinson); C-Org (Oxidació via humida); CaCO₃ (calcimètria); N-NO₃ i N-NH₄ (anàlisi colorimètrica automatitzat per FIA); pHw (extracte 1:2,5); CE 25 °C (extracte 1:5); bases de canvi (fotometria de flama); P (Olsen); color (Munsell)

Paràmetre		Sòl argilós	Sòl sauló
Da	g cm ⁻³	1.28	1.67
Aigua saturació	g H ₂ O Kg ⁻¹	315,6	188,5
Ho Capacitat de camp (% 24 h)		26,05	17,39
Sorra grossa (2-0,2 mm)	g Kg ⁻¹	119,1	722,2
Sorra fina (0,2-0,002mm)	g Kg ⁻¹	192,8	47,5
Llims (0,002-0,0002)	g Kg ⁻¹	297,4	82,9
Argila (<0,0002mm)	g Kg ⁻¹	385,7	156,5
C-Org	g Kg ⁻¹	5,0	2,5
CaCO ₃	g Kg ⁻¹	254,0	6,0
N-NO ₃	mg Kg ⁻¹	16.8	1.0
N-NH ₄	mg Kg ⁻¹	0,00	50
PHw		8.7	8.8
CE25 °C (1:5)	Ds m ⁻¹	0.23	0.21
Na ⁺	cmolc kg ⁻¹	0.158	0.000
K ⁺	cmolc kg ⁻¹	0.000	0.000
Ca ⁺⁺	cmolc kg ⁻¹	25.74	25.94
Mg ⁺⁺	cmolc kg ⁻¹	1.19	1.24
P	mg Kg ⁻¹	1.91	1.12
Color		5YR 4/8	10YR 5/3

El sòl de sauló presenta una major porositat i facilitat de drenatge, mentre que el sòl argilós presenta molta més capacitat de retenció d'aigua que el sauló. Pel que fa a les fraccions granulomètriques, d'acord amb la classificació de la ISSS es tracta d'un sòl de textura argilosa grossa (argilós) i un sòl de textura franco arenosa (sauló). Pel que fa a la resta de paràmetres, tret dels carbonats, no s'observen gaires diferències entre els dos sòls, i per tant no s'espera que influeixin diferentment en les mescles

Tipus fangs

Els tres fangs emprats en aquest experiment provenien del mateix lot i, per tant, cal suposar les característiques inicials són les mateixes. En primer lloc es produeix el fang fresc i posteriorment es sotmet a una sèrie de processos per a transformar-lo en els nous materials derivats que també s'han estudiat, com són el fang compostat i el fang tèrmic.

Fang fresc: s'ha obtingut de l'Estació Depuradora d'Aigües Residuals (EDAR) de Blanes. Es tracta d'una planta depuradora biològica. El fang produït és sotmès a una digestió aeròbia,

seguit d'un procés anaerobi que es produeix a l'interior d'un digestor que treballa a temperatura constant (35,5 °C) durant un període mínim de 25 dies. Finalment es procedeix a la deshidratació del fang per centrifugació. D'aquesta manera s'obté el producte final que anomenem fang fresc.

Fang compostat: es produeix a la mateixa planta de Blanes a partir del fang fresc que generen. En el procés de compostatge el fang es barreja amb estelles de pi, en una relació volumètrica d'1:4,5. La mescla de fang i estelles s'introdueix a l'interior d'un túnel amb aireació forçada, durant uns 15 dies, a una temperatura al voltant del 60 °C. Abans de l'etapa final de compostatge es fa un tamisat per tal d'eliminar les partícules, majoritàriament estelles, de més de 10 mm. Finalment es deixarà madurant a temperatura ambient uns 3 mesos.

Fang tèrmic: el fang fresc de Blanes es va transportar a la planta depuradora de Banyoles per ser sotmès a un procés d'assecatge tèrmic. En aquest procés el fang fresc és introduït prèviament en una tolva que el transporta a un cilindre amb pales rotatòries que arriba a temperatures de 160 °C on perd al voltant del 90 % de l'aigua, obtenint-se d'aquesta manera un material sòlid, de textura granular amb menys d'un 20% d'humitat..

A la taula 2.2 es presenten els resultats de la caracterització dels fangs

Taula 2.2 Paràmetres bàsics dels tres tipus de fangs utilitzats en aquest experiment. matèria seca (a 105°C);

Da (cilindre); C-Org (Oxidació via humida); matèria orgànica (calcinació); CaCO₃ (calcimetria); N-total (Kjeldahl) CE 25 °C (extracte 1:5)

Paràmetre		Fang Fresc	Fang tèrmic	Fang compostat
matèria seca	g Kg ⁻¹	200	860	690
Da	g cm ⁻³	0,6	0,50	0,39
C-Org	g Kg ⁻¹	328	324	246
matèria orgànica	g Kg ⁻¹	617,4	670,7	628,7
CaCO ₃	g Kg ⁻¹	0,00	0,00	0,00
Ntotal	g Kg ⁻¹	46,6	44,5	33,6
CE25 °C	dS m ⁻¹	0,14	0,54	0,10

La diferència més destacable entre els tres fangs és la quantitat d'aigua que contenen en relació a la matèria seca. De més a menys tenim el fang fresc amb un 80%, seguit del fang compostat amb un 31% i finalment el fang assecat amb un 14% aproximadament. Pel que fa al contingut de carboni orgànic el fang compostat sembla presentar menor quantitat, al voltant d'un 10% menys. Finalment destacar la major salinitat del fang tèrmic.

Dosis de fang

Les barreges es van dur a terme amb l'objectiu d'obtenir un 6% de MO a les mescles amb dosi alta i un 3% MO a les mescles amb dosi baixa, ja que es pretenia que inicialment totes les mescles de cada dosi tinguessin la mateixa quantitat de matèria orgànica, independentment del tipus de fang utilitzat. Un 3% de matèria orgànica correspon a un nivell mig-alt d'aquest component, mentre que un 6% correspon a una aportació anormalment elevada de residus orgànics al sòl però que, en aquest cas, ens permetrà de detectar possibles efectes negatius dels fangs sobre les propietats biològiques del sòl.

Mescles sòl + fang

Les mescles, dipositades en contenidors lisimètrics quadrats de 10 dm³, es van incubar en una cambra a condicions de temperatura controlada (25°C) mantenint la humitat al 30% de la seva capacitat de camp.

A la taula 2.3 es presenten els resultats de la caracterització inicial de les mescles sòl-fang. El codi emprat ha estat descrit en l'apartat de disseny experimental.

Taula 2.3. Resultats analítics dels principals paràmetres valorats de les mescles sòl-fang analitzats a l'inici de l'experiment.

Da (cilindre); aigua saturació; Ho; sorra (garbellat); sorra fina (garbellat); llims i argiles (pipeta Robinson); C-Org (Oxidació via humida); matèria orgànica (Walkley-Black); CaCO₃ (calcimetria); pH_w (extracte 1:2,5); CE 25 °C (extracte 1:5)

paràmetre	unitat	Fang Fresc				Fang Compostat				Fang d'assecatge tèrmic			
		AFH	AFL	SFH	SFL	ACH	ACL	SCH	SCL	ATH	ATL	STH	STL
Da	g cm ⁻³	0,92	1,0	1,01	1,18	1,18	1,2	1,3	1,5	1,2	1,3	1,4	1,5
Humitat	%	32,7	21,1	29,9	16,6	7,8	5,6	3,9	2,6	3,5	3,1	2,3	1,9
Hum.sat	%	55,8	41,6	48,4	29,4	38,3	33,8	27,8	22,8	41,3	35,8	29,4	24,1
Hum. cc	%	54,14	39,6	48,4	28,5	38,1	33,6	27,5	22,6	41,1	35,6	29,2	23,9
CaCO ₃	g Kg ⁻¹	151,2	212,2	0	0	167,0	227,2	0	0	211,3	224,3	0	0
C-Org	g Kg ⁻¹	45,2	30,5	44,3	27,1	35,5	23,3	47,7	24,9	34,2	20,4	39,7	24,0
MO C-org x1,724	g Kg ⁻¹	77,9	51,8	76,4	46,8	61,2	40,2	82,3	42,9	58,9	35,2	66,4	41,3
PHw (1:2,5)		7,6	7,8	7,6	7,6	7,9	8	7,5	7,6	7,7	7,6	7,4	7,3
CE25 °C pasta saturada	dS m ⁻¹	0,79	0,43	0,9	0,46	0,84	0,53	0,67	0,44	0,73	0,54	0,47	0,25
SG	g Kg ⁻¹	89,2	132,0	720,2	717,2	128,7	124,3	716,2	718,7	105,6	105,0	728,6	701,6
SF	g Kg ⁻¹	253,3	202,8	68,2	628,0	315,5	299,8	77,3	80,6	193,5	216,2	64,2	70,4
LI	g Kg ⁻¹	280,4	275,3	48,6	51,4	221,3	273,6	51,3	54,8	306,6	269,5	44,6	58,2
A	g Kg ⁻¹	377,1	390	161,2	156,6	334,5	302,3	155,2	145,9	394,3	389,3	162,6	169,8

Les mescles amb sòl argilós tenen una densitat aparent (D_a) més baixa que la de les mescles amb sauló. L'aportació de fang fa disminuir la densitat aparent del sòl (Navas, et al 1998). És important apreciar l'efecte de la dosi aportada i del tipus de fang. La humitat inicial del sòl ve determinada pel tipus de fang i la dosi aportada. La capacitat de retenció d'aigua de les mescles varia en funció del tipus de fang i de la quantitat emprada.

La granulometria, com caldria esperar, manté les proporcions del sòl receptor, tal com es pot veure en les mescles amb sòl argilós, amb un 40% aproximadament d'argila i les mescles amb sauló amb un 70% aproximadament de sorra grollera. Segons la classificació del ISSS, les mescles argiloses es mantenen dins de la classe textural argilosa grossa i les mescles amb sauló formen part de la classe textural franco-argilo-arenosa i franco-arenosa. La textura no es veu afectada per la incorporació dels fangs ja que aquests només provoquen un petit augment en les fraccions més fines (llims i argiles). L'efecte de la dosi aportada s'observa en el percentatge de carbonats i de matèria orgànica. No s'observen efectes sobre el pH, que es manté lleugerament bàsic en tots els casos ($7 < \text{pH} < 8$). La conductivitat elèctrica, indicadora del contingut de sals solubles del sòl, dóna valors mes alts en les mescles amb dosis altes, sense que es vegin grans diferències entre els tipus de fangs. El rang va des de salinitat escassa ($C.E_{25^\circ} = 0,25 \text{ dS m}^{-1}$) a salinitat moderada ($C.E_{25^\circ} = 0,90 \text{ dS m}^{-1}$); per tant, el fang provoca un apreciable increment en la conductivitat elèctrica.

2.2.1.2 TIPUS I PERIODICITAT DELS MOSTREJOS

El primer mostreig es va realitzar a partir d'una mostra composta agafada amb una sonda d'acer de 25 cm de longitud i 5 cm de diàmetre intern, i amb la barreja de 4 sondeigs s'obtenia una mostra composta per lisímetre. Per qüestions pràctiques, en els següents mostrejos, es va optar per buidar el contingut del lisímetre en un recipient més gran i homogeneïtzar bé la terra. D'aquesta manera a més d'obtenir una mostra més homogènia s'afavoria la integració del fang, sobretot en les mescles de fang fresc. Durant el període d'incubació de les mescles, de gairebé un any, els mostreigs es van realitzar amb una periodicitat cada cop més espaiada, ajustant-se a una funció de tipus exponencial (taula 2.4).

Taula 2.4. Periodicitat dels mostrejos que han seguit des del moment de l'aplicació fins al final de l'experiment.

Mostreig	Data	Temps transcorregut (dies)
1	4/05/00	29
2	29/05/00	54
3	4/07/00	93
4	5/09/00	153

(continua)

Mostreig	Data	Temps transcorregut (dies)
5	27/11/00	236
6	6/03/01	332

2.2.1.3 PARÀMETRES BIOLÒGICS ANALITZATS

El seguiment dels paràmetres analitzats en diferents etapes al llarg de gairebé un any d'incubació ha permès estudiar les propietats biològiques d'aquests sòls i la seva variació en el temps. L'estudi d'aquests paràmetres durant un període limitat ens pot permetre estimar la dinàmica de la matèria orgànica en períodes més llargs en sòls adobats amb fangs de depuradora (Ortiz, 1998).

Una part de la mostra fresca s'utilitzava per determinar el contingut de carboni orgànic pel mètode d'oxidació (Nelson i Sommers, 1982), la biomassa microbiana pel mètode de fumigació-extracció (Vance *et al.*, 1987) i l'activitat respiratòria potencial, mitjançant la valoració del CO₂ respirat per una mostra de sòl incubat vint dies a 25 °C (Anderson, 1982). A partir d'aquests paràmetres s'ha calculat el quocient C-mic/C-org, el coeficient de mineralització del carboni (CMC) (Dommergues, 1960) i el quocient metabòlic microbià (qCO₂), definit com la relació de la respiració basal o ARP i la biomassa microbiana, proposat per Anderson i Domsh (1985), com un bon indicador de l'estat del sòl.

2.2.2 TRACTAMENT DE DADES

En una primera aproximació a l'avaluació dels resultats, s'han caracteritzat els efectes del tipus de fang, el tipus de sòl i la dosi d'aplicació sobre els valors dels diferents paràmetres mesurats just després de l'aplicació (1er mostreig) i després d'una any d'incubació (6è mostreig). En tots els casos, s'han utilitzat els residus per tal de comprovar la normalitat i homocedasticitat de les dades. Els paràmetres estudiats segueixen una distribució Normal i, per tant, no ha estat necessària la seva transformació (Ott, 1988).

Els efectes del tipus de sòl, el tipus de fang i la dosi s'han avaluat mitjançant ANOVA, amb un nivell de significació del 95% (p valor < 0,05). En cas que aquesta anàlisi presenti diferències significatives per alguna d'aquestes fonts de variació, s'ha utilitzat el test LSD de Fisher per tal d'ordenar els diferents tipus de tractaments.

En una segona aproximació, s'han ajustat els resultats obtinguts a sèries temporals del tipus $y_t = y_0 e^{-rt}$ (Anderson i Domsch, 1990), on y_t és el valor del paràmetre y en el temps t , y_0 és el valor del paràmetre y a temps zero, t és el temps, i r és el coeficient que indica la tendència temporal de variació. El valor del coeficient és positiu ($r > 0$) quan el paràmetre y augmenta, negatiu ($r < 0$) quan disminueix, i aproximadament igual a zero ($r \approx 0$) quan el paràmetre és estable i no varia.

2.3 RESULTATS

2.3.1 DINÀMICA DE LA MATÈRIA ORGÀNICA

El contingut de carboni orgànic al sòls incubats ha patit una clara disminució en el temps, assolint-se uns valors finals que representen un 20 % del carboni inicial. La dinàmica temporal que segueix aquest paràmetre s'ajusta a una funció exponencial negativa ($p < 0,0001$), del tipus $y = y_0 e^{-rt}$. A la figura 2.2 estan descrites les diferents funcions.

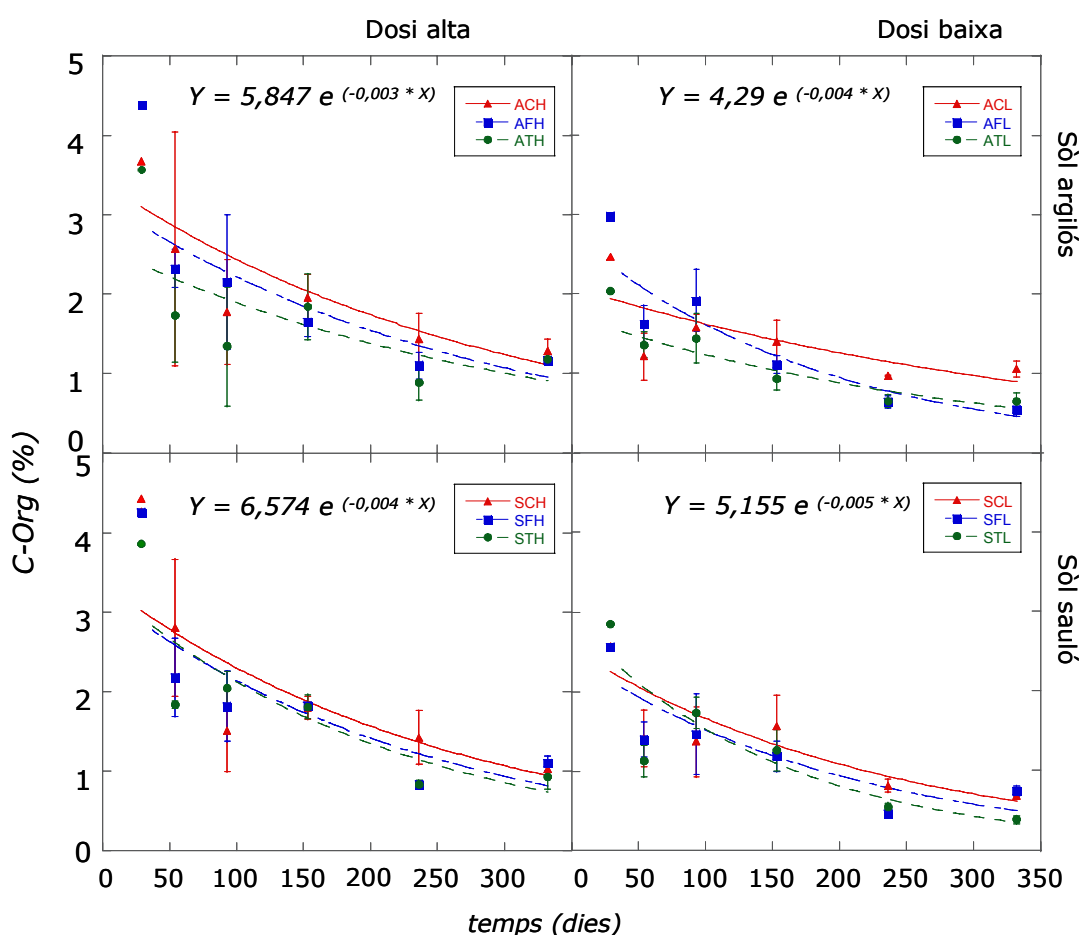


Figura 2.2. Dinàmica temporal del Carboni Orgànic (% C-Org) a les incubacions de les mescles de sòl + fang. Al moment de l'aplicació, el contingut de carboni orgànic era similar en els sòls esmenats, amb valors mitjans entorn al $4,1 \pm 0,6\%$ a les mescles amb dosi alta i un $2,3 \pm 0,6\%$ a les mescles amb dosi baixa. El sòl no és un factor que afecti de manera significativa els nivells de carboni orgànic de les mescles. La gran desviació estàndard que hi ha als primers mostrejos és indicativa de la gran heterogeneïtat de les mescles als primers estadis. A

mesura que avança el temps, amb la disminució del carboni orgànic al sòl, es van reduir les diferències entre tractaments. Al final de l'experiment, després de 332 dies, tots els tractaments es troben al voltant del 1% en contingut de carboni orgànic.

L'anàlisi de la variància no detecta diferències significatives ($p=0,0782$) en funció del tipus de fang. La taxa de descomposició mitjana (figura 2.3) és propera al 75 % (fang compostat=73,7 %, fang fresc=76% i fang tèrmic=75,4%).

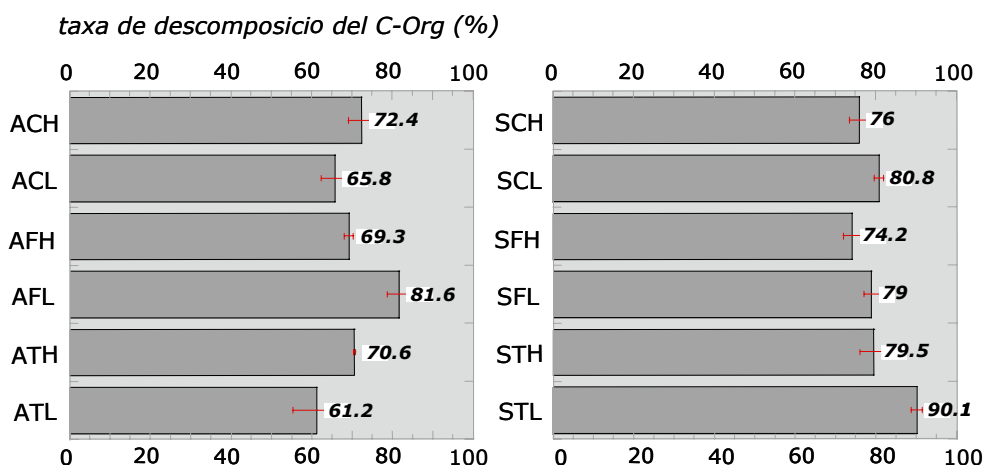


Figura 2.3. Taxa de descomposició del carboni orgànic (C-Org %) en el període d'incubació considerat (332 dies)

2.3.2 ACTIVITAT RESPIRATÒRIA POTENCIAL I COEFICIENT DE MINERALITZACIÓ DEL CARBONI

L'**activitat respiratòria potencial** presenta una variació temporal molt marcada, amb valors superiors en les mesclades amb dosi alta (figura 2.4). D'altra banda també s'observen diferències entre els tipus de fangs aplicats. Aquesta diferència es va atenuant amb el temps. És destacable la gran variabilitat dintre dels tractaments, sobretot als primers mesos després de l'aplicació.

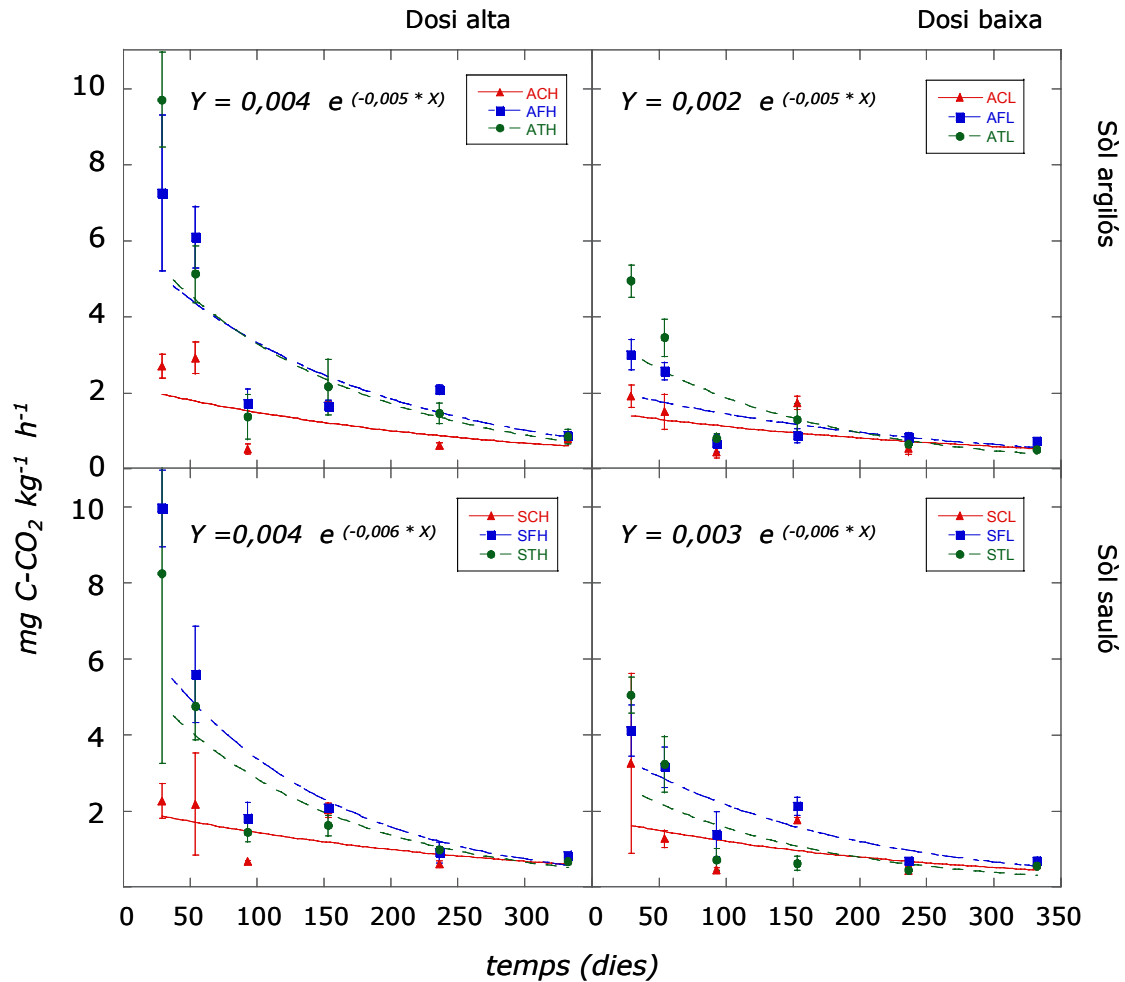


Figura 2.4. Variació temporal de l'activitat respiratòria potencial (ARP) a les mescles de sòl + fang

Aquest paràmetre, el mateix que passava amb el carboni orgànic, va disminuint amb el temps de manera exponencial ($p < 0,0001$). L'efecte de la dosi també es pot apreciar, sent molt superior l'activitat respiratòria en les mescles de dosi alta. El més interessant és com a mesura que avança l'experiment l'activitat respiratòria es va estabilitzant a nivells similars, de manera que l'efecte dosi després d'un any d'incubació és cada cop menys perceptible.

El **coeficient de mineralització del carboni** ens indica la fracció del carboni respirat en una hora ($C-CO_2$) a partir de la matèria orgànica, o dit d'una altra manera, relaciona la respiració basal amb el carboni orgànic oxidable. Al principi, donat que la matèria orgànica que contenen els fangs és molt làbil, i per tant susceptible de ser oxidada ràpidament, ens servirà com a indicador de la naturalesa de la matèria orgànica dels diferents tipus de fang.

2.3.2.1 EFECTES IMMEDIATS

L'activitat respiratòria potencial dels sòls incubats depèn com es pot veure a la taula 2.5 dels factors de variació (sòl, fang i dosi de fang), així com d'algunes de les possibles interaccions, es a dir de les fonts de variació considerades.

Taula 2.5. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) de l'activitat respiratòria potencial a l'inici de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació. i les diferents interaccions.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,192	0,6639	A=S
Fang	9,950	0,0004	T>F>C
Dosi	9,899	0,0034	H>L
Sòl x Fang	0,727	0,4918	
Sòl x Dosi	0,910	0,7650	
Fang x Dosi	6,939	0,0033	
Sòl x Fang x Dosi	0,26	0.4498	

Tot i no resultar significatiu el factor sòl, les mescles de fang amb sauló mostren una respiració lleugerament més alta. Pel que fa a als fangs, resulta haver-hi un efecte significatiu ($p=0,0004$) sent majors els valors en les mescles amb fang tèrmic, seguit de les mescles amb fang fresc, i molt inferior les mescles de compostat. La dosi d'aplicació ($p=0,0034$) condiona uns nivells de respiració superiors en les mescles amb dosi alta, així com també la interacció d'aquests dos factors ($p=0,0033$). A la Figura 2.5 es mostren els resultats de cada tractament per separat, a l'inici i un any després.

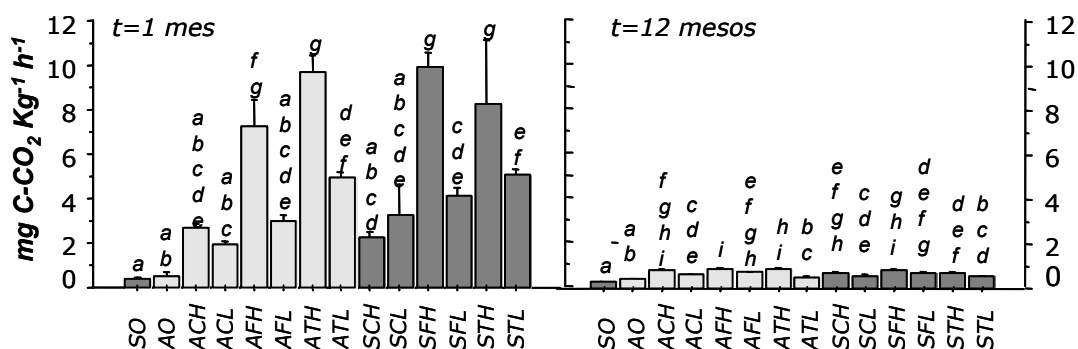


Figura 2.5 ARP dels diferents tractaments al 1er i 6è mostreig.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives

En el primer mostreig l'ARP presenta en tots els tractaments, diferències clares respecte el control ($p < 0,05$) tot i la gran variabilitat que hi ha dins de cada tractament. No totes però, donen el test Fisher's LSD significatiu (figura 2.5). En les mescles amb sauló, l'efecte del fang sembla ser més clar, respecte el control, tots ells significatius ($p < 0,0001$), excepte el fang compostat. En les mescles amb sòl argilós, només són significatives les diferències en el fang fresc dosi alta ($p < 0,0001$) i fang tèrmic dosi alta ($p < 0,0005$) i baixa ($p < 0,0189$).

Entre tipus de fang, s’observa una clara diferència entre compostat ($3 \pm 0,29 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ el sòl argilós i $2 \pm 0,45 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ el sòl de sauló) i els altres dos fangs ($7 \pm 0,01 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ el sòl argilós i $4 \pm 1 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ el sòl de sauló) el fang fresc i ($10 \pm 0,1 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ el sòl argilós i $8 \pm 0,5 \text{ mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ el sòl de sauló) el fang tèrmic. En els tractaments amb dosi baixa, les diferències són molt menors i en alguns casos no significativa.

al **Coefficient de mineralització del carboni**, no es veu afectat pel tipus de sòl ni per la dosi aplicada (taula 2.6). Observem que el tipus de fang si que té un efecte significatiu sobre aquest paràmetre ($p < 0,0001$) i, que les mescles amb fang tèrmic almenys en els primers estadis, presenten un coeficient de mineralització del carboni superior al de les mescles amb fang fresc i molt superior a les de compostat. La gran diferència que hi ha entre els tres tipus de fang fa que les interaccions que contempen aquesta font de variació siguin també significatives.

Taula 2.6. ANOVA d’un factor ($p < 0,05$) del Coeficient de mineralització del carboni (CMC) al principi de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

* Test de Fisher's PLSD

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,4369	0,4369	A=S
Fang	17,006	<0,0001	T>F>C
Dosi	0,908	0,3473	H=L
Sòl x Fang	5,947	0,0067	
Sòl x Dosi	0,278	0,6017	
Fang x Dosi	4,336	0,0222	
Sòl x Fang x Dosi	1,828	0,1825	

A la figura 2.6 observem que el coeficient de mineralització només presenta diferències entre els sòls control i les mescles de fang tèrmic dosi alta i baixa en els sòl argilós ($p < 0,0001$), dosi alta ($p < 0,004$) en el sòl de sauló i la dosi alta de fang fresc ($p < 0,0004$), per ambdós sòls. Entre tractaments hi ha una claríssima diferència ($p < 0,0001$) amb valors mitjans molt més baixos en les mescles amb fang compostat.

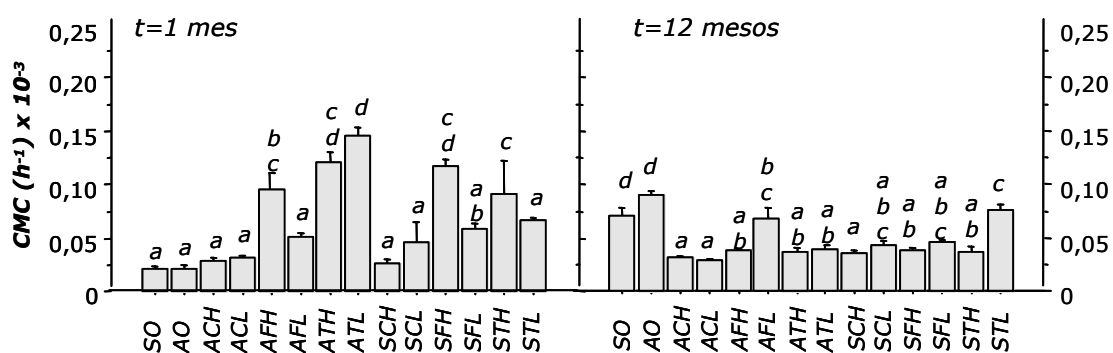


Figura 2.6 CMC dels diferents tractaments al 1er i 6è mostreig. Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$.

Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives

2.3.2.2. EFECTES AL CAP D'UN ANY

Un any després de l'aplicació (taula 2.7), l'**activitat respiratòria potencial** continua sense dependre del tipus de sòl. Per contra, l'efecte del fang ha deixat de ser significatiu i únicament en funció de la dosi hi ha diferències significatives ($p < 0,0001$) com a conseqüència d'una disminució de l'activitat respiratòria proporcional a la dosi aportada.

Taula 2.7. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) de l'activitat respiratòria potencial al final de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

* Test de Fisher's PLSD

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	1,482	0,2305	A=S
Fang	3,165	0,0553	T=C=F
Dosi	23,167	<0,0001	H>L
Sòl x Fang	0,008	0,9917	
Sòl x Dosi	1,901	0,1776	
Fang x Dosi	0,548	0,5837	
Sòl x Fang x Dosi	1,001	0,3824	

A la figura 2.5 observem que després de gairebé un any els valors de ARP han disminuït molt, tot i que continua havent-hi diferències significatives entre els sòls control, amb valors inferiors, i les mescles amb fang dosi alta ($p < 0,0005$) i dosi baixa ($p < 0,03$), exceptuant les mescles amb fang tèrmic dosi baixa. Pel que fa a la comparació entre tractaments, els valors s'han igualat molt i ja no es detecten diferències significatives. Únicament en les mescles amb sauló encara apareixen diferències ($p = 0,0237$) entre el fang fresc, amb valors majors, i el fang tèrmic.

Al cap d'un any en el **CMC** segueix sense haver-hi diferències entre tipus de sòl (taula 2.8), i les diferències entre tractaments han desaparegut. L'única font de variació que presenta diferències significatives ($p = 0,0034$) és la dosi, essent més alts els valors en les mescles amb dosi baixa. És interessant observar que les interaccions sòl-fang i sòl-fang-dosi, que equival al propi tractament, al cap d'un any presenten diferències significatives, revelant la complexitat en el comportament d'aquests materials.

Taula 2.8. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del Coeficient de mineralització del carboni (CMC) al final de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

* Test de Fisher's PLSD

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,162	0,6896	A=S
Fang	3,006	0,0632	T= F =C
Dosi	9,916	0,0034	H<L

Sòl x Fang	3,877	0,0318
Sòl x Dosi	0,700	0,4090
Fang x Dosi	1,934	0,1621
Sòl x Fang x Dosi	10,029	0,0007

A la figura 2.6 s'observa que el coeficient de mineralització del carboni ($CMC h^{-1}$) després d'un any presenta clares i significatives diferències ($p < 0,0001$) entre els sòls control i tots els tractaments. En ambdós sòls el comportament dels fangs és molt semblant. Únicament en les mescles amb sauló hi ha un tractament, el fang tèrmic dosi baixa, que presenta diferències ($p < 0,0001$) amb la resta de tractaments. Aquesta enorme diferència ($p < 0,0001$), respecte a la resta de tractaments, inclosa la mescla amb dosi alta del mateix tractament, es la responsable que la interacció dels dos factors (sòl-fang) sigui significativa. D'aquí la importància d'individualitzar cada tractament per separat.

2.3.2.3 SÈRIES TEMPORALS

La variació temporal de l'activitat respiratòria es produeix de la mateixa manera independentment del tipus de sòl (taula 2.9), presentant tots coeficients similars ($r_{ARP} = -0,005 \pm 0,002$). El fang té un efecte significatiu ($p < 0,0001$) en la dinàmica temporal de l'activitat respiratòria, amb valors més negatius en les mescles amb fang tèrmic ($r_{ARP} = -0,007 \pm 0,001$), seguit del fang fresc ($r_{ARP} = -0,006 \pm 0,001$) i finalment el compostat ($r_{ARP} = -0,004 \pm 0,001$) amb valors propers als sòls control ($r_{ARP} = -0,002 \pm 0,001$).

Taula 2.9. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del paràmetre "r" l'activitat respiratòria potencial tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,894	0,3501	A=S
Fang	44,710	<0,0001	T < F < C
Dosi	1,315	0,2595	H=L
Sòl x Fang	2,923	0,0692	
Sòl x Dosi	0,77	0,7831	
Fang x Dosi	3,648	0,0382	
Sòl x Fang x Dosi	0,938	0,4051	

En les mescles amb fang, al cap d'un any ja no hi ha diferències. Això ens es està indicant que en un any la respiració dels microorganismes del sòl s'ha estabilitzat a nivells similars, és a dir, els tractaments que a l'inici presentaven major activitat respiratòria, en el mateix període han experimentat una reducció molt més dràstica, i per tant el seu coeficient r és més negatiu.

Per tal de comprendre millor les interaccions s'ha estudiat cada tractament per separat, com es pot veure a la figura 2.7.

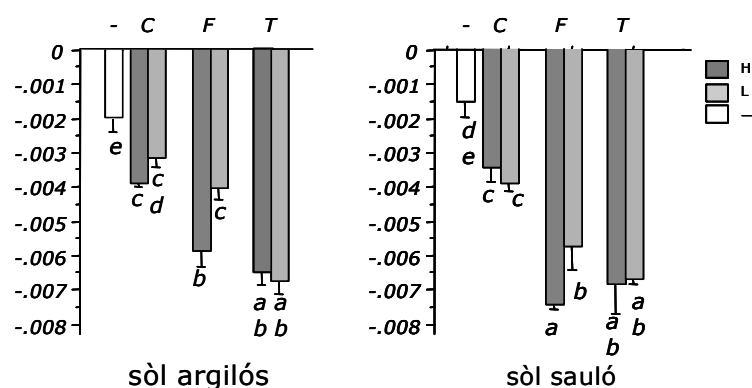


Figura 2.7. Comparació dels valors de r_{ARP} entre els diferents tractaments.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives.

La r_{ARP} o el coeficient "r" de la funció exponencial que segueix l'activitat respiratòria potencial calculada per cada tractament, en ambdós sòls té un comportament semblant. Les mescles amb fang tèrmic i fresc presenten una tendència molt similar i únicament hi ha diferències significatives entre el fang compostat, amb un "r" menys negativa, i els altres fangs: el fang tèrmic ($p < 0,0003$) i el fang fresc ($p < 0,002$).

La tendència que segueix en el temps el CMC es produeix de diferent manera en funció del tipus de fang ($p = 0,0001$), dosi ($p = 0,0158$) i les seves interaccions (taula 2.10). El coeficient r_{CMC} , ens indica la velocitat en que s'estabilitza la matèria orgànica. Si tenim en compte que es va posar la mateixa proporció de MO i que el període d'incubació ha estat el mateix en tots els tractaments, i que al final, com s'observa a la figura 2.2, on tots els tractaments tenen el mateix contingut de carboni orgànic, esperaríem que la tendència fos la mateixa.

Taula 2.10. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del paràmetre "r" del Coeficient de mineralització del carboni (CMC) tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,402	0,5296	A=S
Fang	32,983	<0,0001	F=(T<C)
Dosi	6,457	0,0158	H<L
Sòl x Fang	7,112	0,0032	
Sòl x Dosi	0,040	0,8424	
Fang x Dosi	4,756	0,0160	
Sòl x Fang x Dosi	2,684	0,0887	

Al primer mostreig hi havia una clara diferència entre tractaments, en funció del tipus de fang, essent majors els nivells en les mescles amb fang tèrmic, seguides del fang fresc i finalment el compostat. Al cap d'un any aquestes diferències han desaparegut, com observa a la taula 2.8. Això ens està indicant que les mescles amb fang tèrmic, en el

mateix període de temps, el CMC ha disminuït més, i per tant l'estabilització de la matèria orgànica es produeix més ràpidament.

A la figura 2.8 s'observa com el coeficient r del CMC en els sòls control presenta, igual com passava amb la relació de carboni microbià respecte el contingut de carboni orgànic, valors molt positius ($r > 0$) i significativament diferents ($p > 0,0001$) tant en sòl argilós com sauló a tots els tractaments.

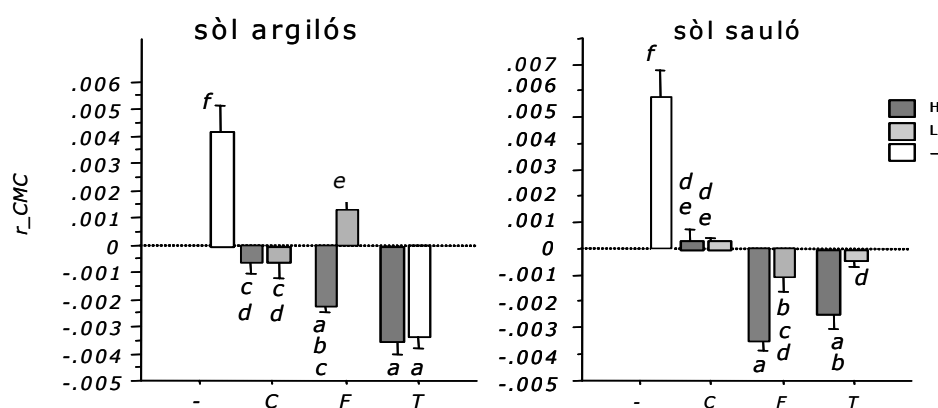


Figura 2.8. Comparació dels valors de r_{CMC} entre els diferents tractaments.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives.

Els diferents tractaments presenten el coeficient $r < 0$, tot i que el fang compostat està proper al 0, degut a una matèria orgànica menys làbil. Únicament hi ha diferències entre les mescles de fang compostat i tèrmic ($p = < 0,005$) en sòl argilós. Destaquem el valor positiu i significativament diferent ($p < 0,02$) del tractament de fang fresc dosi baixa amb la resta de tractaments. En les mescles amb sauló tant del fang fresc com el tèrmic, ambdós amb una $r < 0$, presenten diferències ($p = 0,0003$ i $p = 0,004$ respectivament), amb el compostat, amb una r molt propera a zero ($r \approx 0$).

2.3.3 BIOMASSA MICROBIANA I QUOCIENT C-MIC/C-ORG

A la figura 2.9 s'observen els nivells de carboni microbià als sòls i mescles posats a incubar durant un any.

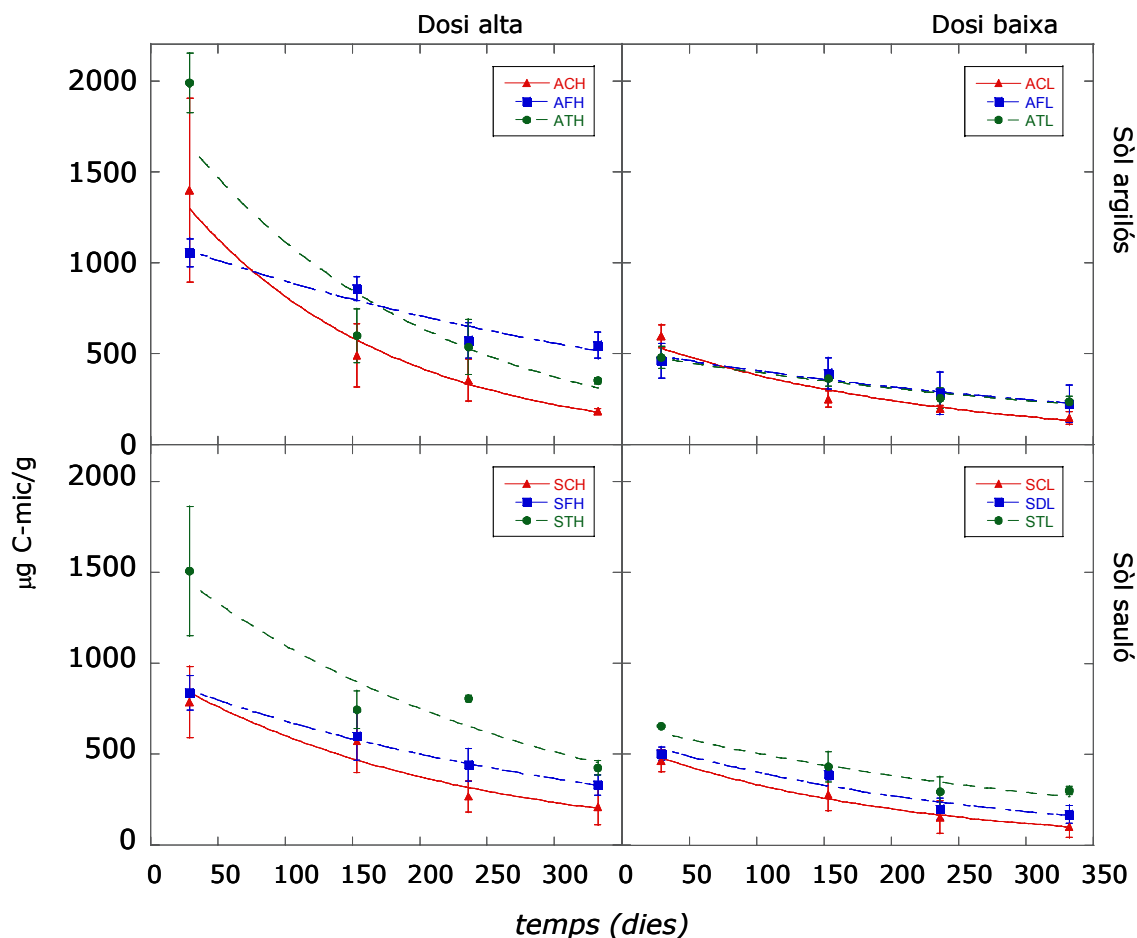


Figura 2.9. Variació temporal de la biomassa microbiana (BMC) a les incubacions de mesclades de sòl + fang

Els tractaments amb sòl argilós presenten valors lleugerament superiors als de sauló. Hi ha un claríssim efecte de la dosi, amb valors molt superiors en els tractaments amb dosi alta. S’observa que als quatre mesos de mostreig continua mantenint-se la diferència entre els tres tipus de fang, encara que aquesta és cada cop més petita, sobretot en les mesclades amb dosi alta. També s’observa com es produeix una disminució en el temps fins arribar a igualar-se els nivells al final de la incubació.

2.3.3.1 EFECTES IMMEDIATS

A la taula 2.11 es pot veure com els nivells de **carboni microbià** únicament varien de manera significativa en funció de la dosi i les seves interaccions (sòl x dosi; fang x dosi).

Taula 2.11 ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) de la Biomassa microbiana al principi de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	1,008	0,3214	A=S
Fang	2,735	0,0796	T= F =C
Dosi	39,295	<0,0001	H>L
Sòl x Fang	0,270	0,7653	
Sòl x Dosi	4,636	0,0389	
Fang x Dosi	6,729	0,0039	
Sòl x Fang x Dosi	0,739	0,4881	

Els resultats de l'ANOVA ens mostren que no hi ha diferències en els nivells de biomassa microbiana en funció del tipus de fang i, per tant, és difícil individualitzar al poc temps de l'aplicació l'efecte dels diferents fangs sobre la biomassa microbiana.

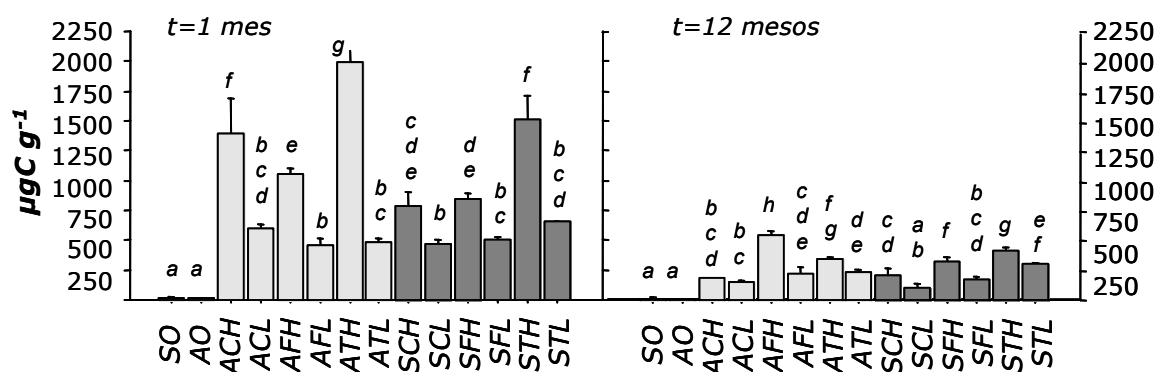


Figura 2.10 Nivells de biomassa microbiana en els sòls dels diferents tractaments al 1er i 6è mostreig.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives

A la figura 2.10, s'observa que la quantitat de carboni microbià varia de manera significativa entre els sòls tractats i els controls ($p < 0,0001$ per la dosi alta i una $p < 0,001$ per la dosi baixa). Entre tractaments, tant en el sòl argilós com en el sauló s'observa la mateixa tendència, sent molt superiors, i significativament diferents ($p < 0,01$), els valors en fang tèrmic dosi alta ($1989,118 \pm 164,16 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$ el sòl argilós i $1506 \pm 355,969 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$ el sòl de sauló), menors que en el fang compostat ($1397,830 \pm 504,719 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$ el sòl argilós i $7,87,389 \pm 194,962 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$ el sòl de sauló) i el fang fresc ($1056,851 \pm 77,94 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$ el sòl argilós i $838,676 \pm 96,233 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$ el sòl de sauló). Entre el fang compostat i fresc únicament hi ha diferències en les mescles amb argila. També observem que els tractaments fets amb sauló presenten valors lleugerament inferiors.

La relació **C-mic/C-Org** difereix en funció del sòl ($p = 0,0486$), amb valors superiors en les mescles de sòl argilós (taula 2.12). El tipus de fang també afecta aquest quocient de manera significativa ($p = 0,0033$), sent superior en les mescles amb fang d'assecatge. Les

mesclades amb dosi alta presenten valors significativament superiors ($p=0,0005$) als tractaments amb dosi baixa, de manera que no augmenta proporcionalment a la quantitat de matèria orgànica.

Taula 2.12. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) de C-mic/C-Org al principi de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	4,140	0,0486	A>S
Fang	6,844	0,0033	T>(F =C)
Dosi	14,952	0,0005	H>L
Sòl x Fang	0,907	0,4147	
Sòl x Dosi	1,166	0,2883	
Fang x Dosi	2,187	0,1298	
Sòl x Fang x Dosi	0,031	0,9699	

Donat que les interaccions no són significatives (taula 12), s'han treballat per separat els diferents tractaments (figura 2.11).

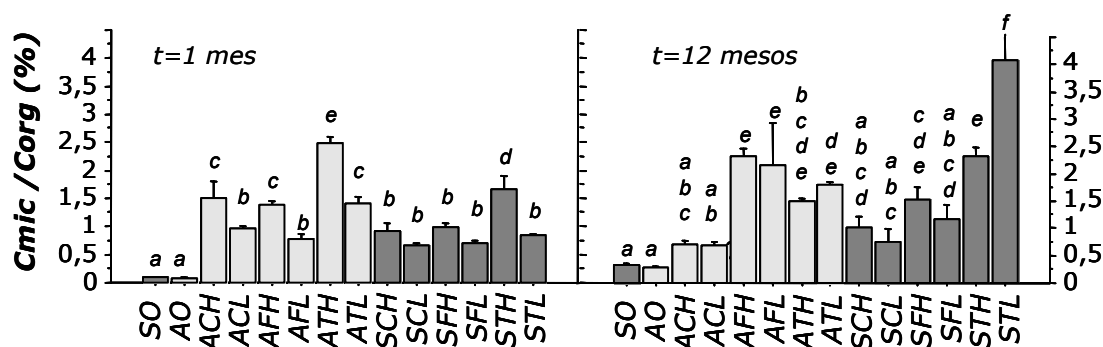


Figura 2.11 Quocient C-mic/C-Org en els sòls dels diferents tractaments al 1er i 6è mostreig.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives

Entre les mesclades amb fang i el sòl control hi ha claríssima diferència (dosi alta $p < 0,0001$; dosi baixa $p < 0,003$). Les mesclades amb fang assecat tèrmicament dosi alta presenten una relació C-mic/C-Org major ($2,477 \pm 0,204$ % sòl argilós) que les mesclades amb fang compostat ($1,496 \pm 0,54$ % sòl argilós) i fresc ($1,388 \pm 0,101$ % sòl argilós). Per la dosi baixa es manté aquesta tendència, però amb valors inferiors. Entre fang compostat i fresc no hi ha diferències significatives. Els tractaments amb sauló presenten valors inferiors i significativament diferents ($p=0,00016$) als tractaments amb argila. Les mesclades de fang tèrmic dosi alta ($1,662 \pm 0,393$ %), igual com passava amb el sòl argilós, són significativament superiors ($p < 0,0004$) al fang fresc ($0,985 \pm 0,113$ %) i al compostat ($0,923 \pm 0,229$ %).

2.3.3.2 EFECTES AL CAP D'UN ANY

El tipus de sòl, igual com passava a l'inici de la incubació, no afecta als nivells de **biomassa microbiana** (taula 2.13). Un any després, les mescles amb dosi alta continuen tenint nivells de carboni microbià significativament superiors ($p=0,0005$) a les mescles amb dosi baixa. Pel que fa al tipus de fang, els nivells de carboni microbià de les mescles amb fang assecat i fresc no difereixen, i són molt superiors de les mescles amb compostat.

Taula 2.13. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) de la biomassa microbiana al final de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,205	0,6533	A=S
Fang	8,723	0,0009	(T=F)>C
Dosi	14,785	0,0005	H>L
Sòl x Fang	2,774	0,0784	
Sòl x Dosi	0,22	0,7293	
Fang x Dosi	4,030	0,0282	
Sòl x Fang x Dosi	3,327	0,0530	

La biomassa microbiana de les mescles després d'un any (figura 2.10), tot i haver-se reduït molt, segueix presentant diferències respecte els sòls control. Entre tractaments, en les mescles amb dosi alta i sòl argilós, hi ha una clara diferència ($p < 0,0005$) entre les mescles amb fang fresc, amb nivells molt superiors ($545,3 \pm 72,2 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$) als altres dos fangs. Entre les mescles amb fang assecat tèrmicament ($353,0 \pm 18,7 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$) i fang compostat ($182,0 \pm 13,6 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$) també hi ha diferències ($p=0,0012$). Aquestes diferències, però, no es detecten en les mescles amb dosi baixa. En el sòl de sauló, els nivells de carboni microbià de les mescles amb fang compostat són inferiors als de les altres mescles ($p=0,0172$ el fang fresc i $p=0,0003$ el fang tèrmic).

A la taula 2.14 veiem com les diferències en la relació **C-mic/C-Org** atribuïbles al tipus de sòl que s'havien detectat a l'inici de l'experiment han desaparegut. El tipus de fang continua tenint un efecte significatiu ($p < 0,0001$), amb una relació C-mic/C-Org major en les mescles amb fang assecat i fresc a la del fang compostat. La dosi ha deixat de tenir un efecte significatiu degut a l'estabilització de la matèria orgànica, com s'observa a la figura 3.

Taula 2.14. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) de C-mic/C-Org al final de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,496	0,4855	A=S
Fang	12,497	<0,0001	(T=F)>C
Dosi	0,371	0,5462	H=L
Sòl x Fang	11,115	0,0002	
Sòl x Dosi	0,232	0,6336	
Fang x Dosi	2,568	0,0935	
Sòl x Fang x Dosi	2,360	0,1160	

La relació C-mic/C-Org, a 332 dies de l'aplicació (figura 2.11), respecte al sòl control, és significativament superior en les mescles amb fang fresc dosi alta i baixa ($p < 0,002$) i tèrmic dosi baixa en el sòl argilós i alta i baixa en el sauló ($p < 0,05$).

2.3.3.3 SÈRIES TEMPORALS

La dinàmica temporal del **carboni microbià**, no està afectada pel tipus de sòl (taula 2.15). La dosi al final de l'experiment continuava presentant el mateix efecte que al primer mostreig i, per tant, no és un factor que afecti la dinàmica temporal de la biomassa microbiana. La tendència que segueix la biomassa microbiana en el temps, representada pel seu coeficient r_{BMC} , varia en funció del fang emprat per fer la mescla i de manera significativa ($p < 0,0001$). El fet que la interacció fang-dosi doni diferències significatives ($p = 0,0475$), ens indica que els tres tipus de fangs tenen un comportament diferent i que en alguns casos també la dosi té un paper important en aquestes diferències.

Taula 2.15. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del paràmetre "r" de la biomassa microbiana tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,009	0,9245	A=S
Fang	19,353	<0,0001	C < (T=F)
Dosi	1,530	0,2246	H=L
Sòl x Fang	1,354	0,2736	
Sòl x Dosi	2,570	0,1187	
Fang x Dosi	3,379	0,0475	
Sòl x Fang x Dosi	0,602	0,5559	

Aquests resultats ens estan indicant que la biomassa microbiana disminuït proporció molt més en les mescles de fang compostat que en les dels altres dos fangs.

A la figura 2.12 observem que la r_{BMC} presenta valors més negatius en les mescles de fang compostat dosi alta i baixa i significativament diferents a les mescles amb fang fresc ($p = 0,0008$) i al tèrmic dosi baixa ($p = 0,0443$) pel sòl argilós.

En el sòl de sauló, tot i mantenir-se la mateixa tendència, no hi ha diferències significatives entre tractaments, excepte el compostat dosi baixa que és significativament superior al fresc dosi alta ($p=0,0173$) i al tèrmic dosi baixa ($p=0,0081$). En aquest sòl també sembla haver-hi valors més negatius en la dosi baixa que la dosi alta de les mescles amb fang compostat i fresc, tot i que no són significatives i per tant més aviat són atribuïbles a l'alta variabilitat dins un mateix tractament, com es pot veure amb l'elevada desviació estàndard.

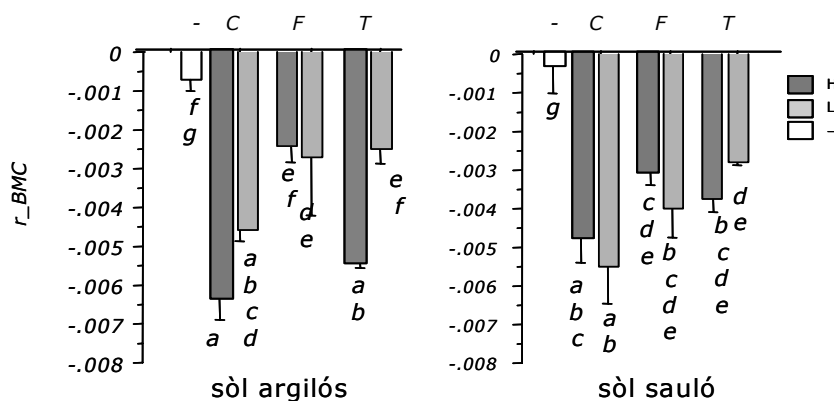


Figura 2.12. Comparació dels valors de r_{BMC} entre els diferents tractaments.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives.

Pel que fa al tipus de sòl, esperaríem que hi hagués diferències en la variació temporal del quocient **C-mic/C-Org**, ja que a l'inici de l'experiment les mescles de sòl argilós presentaven valors superiors i al cap d'una any els dos sòls presentaven nivells similars. Per tant, al estudiar el coeficient r del quocient C-mic/C-Org el sòl argilós hauria de presentar una reducció més acusada que el sauló. Si observem els resultats dels efectes immediats (taula 2.16) veiem que l'ANOVA dona un nivell de significació molt baix ($p=0,0486$) i al cap d'un any, tot i no ser significatiu ($p=0,085$), aquest no és menyspreable. La dinàmica temporal d'aquest paràmetre també presenta una dinàmica temporal diferent ($p=0,0001$) segons el tipus de fang (taula 12), amb valors més negatius a les mescles de fang compostat.

Taula 2.16. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del paràmetre "r" de C-mic/C-Org tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	3,173	0,0825	A=S
Fang	22,894	<0,0001	C<(F=T)
Dosi	3,661	0,0641	H=L
Sòl x Fang	6,428	0,0048	
Sòl x Dosi	0,050	0,8245	
Fang x Dosi	1,137	0,3342	
Sòl x Fang x Dosi	1,198	0,3192	

Pel que fa a la dosi observem el mateix que passava amb el sòl, però en aquest cas les diferències a l'inici eren claríssimes ($p=0,0005$). Aquestes diferències després d'un any d'incubació han desaparegut i, per tant, esperarem que el coeficient r fos diferent en funció de la dosi. Si observem el p valor de la r segons la dosi ($p=0,0641$), ens adonem que l'ANOVA no és significativa per molt poc, i, per tant, tot i no ser significativa, sí que hi ha certa dependència de la dosi aplicada en la variació temporal d'aquest paràmetre.

En estudiar el paràmetre " r " de la relació entre el carboni microbià i el carboni orgànic, (figura 2.13), observem que en els sòls control hi ha una clara tendència temporal a incrementar-ne aquesta relació, és a dir " r " >0 .

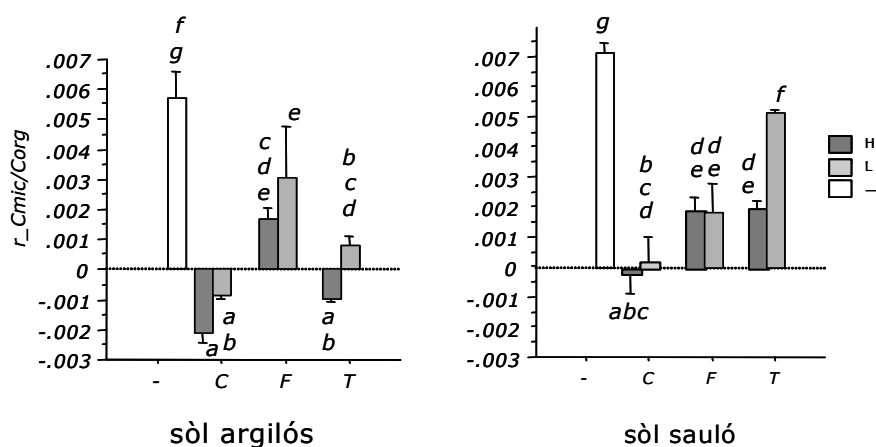


Figura 2.13 Comparació dels valors de r_{CMC} entre els diferents tractaments.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p<0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives.

Aquesta tendència positiva també s'observa en les mesclades de fang, a excepció del tèrmic dosi alta en sòl argilós i compostat dosi alta i baixa en sòl argilós. Entre tractaments únicament s'observen diferències entre les mesclades de fang fresc i compostat ($p=0,003$) i tèrmic dosi alta ($p=0,03$) en les mesclades de sòl argilós i entre el fang compostat dosi alta i fang fresc ($p=0,04$) i tèrmic ($p=0,03$) en les mesclades amb sauló.

2.3.4 QUOCIENT METABÒLIC MICROBIÀ (QCO_2)

Aquest quocient ens dona una idea de l'activitat dels microorganismes del sòl, ja que relaciona la respiració amb la biomassa microbiana que hi ha. Per tant, ens interessa detectar les diferències que es produeixen i quina font de variació les produeix.

2.3.4.1 EFECTES IMMEDIATS

Als pocs dies de l'aplicació, el tipus de fang és l'únic factor que provoca un efecte significatiu ($p=0,0034$) sobre la fracció microbiana metabòlicament activa ($mg\ Kg^{-1}\ h^{-1}\ C-CO_2$ respirat / $mg\ Kg^{-1}$ Carboni microbià). Aquest no és independent de la combinació

fang-dosi ($p=0,0257$), és a dir, que la resposta de la dosi depèn del tipus de fang. Això dificulta enormement la interpretació d'aquests resultats. Pel que fa a les diferències entre els tres fangs, les mescles amb fang assecat i fresc presenten un quocient metabòlic més elevat que el fang compostat (taula 2.17).

Taula 2.17. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del quocient metabòlic (qCO_2) al principi de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,132	0,7185	A=S
Fang	6,785	0,0034	(T=F)>C
Dosi	1,904	0,1766	H=L
Sòl x Fang	2,045	0,1471	
Sòl x Dosi	0,189	0,666	
Fang x Dosi	4,145	0,0257	
Sòl x Fang x Dosi	2,010	0,1559	

A la figura 2.14 s'observa, un més després de fer les mescles, com el quocient metabòlic microbià dels controls és significativament superior ($p < 0,002$) al de les mescles amb fang. En el sòl argilós no s'observa cap diferència entre tractaments. En canvi, en el sòl de sauló, el fang fresc presenta nivells superiors a la resta i significativament diferents a les mescles amb dosi alta del fang compostat ($p=0,0048$) i tèrmic ($p=0,027$).

2.3.4.2 EFECTES AL CAP D'UN ANY

Després d'un any d'incubació, continua havent-hi diferències entre tractaments ($p=0,0009$), però en aquest cas és el compostat el que presenta un quocient metabòlic superior als fangs fresc i tèrmic (taula 2.18).

Taula 2.18. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del quocient metabòlic (qCO_2) al final de l'experiment tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	0,056	0,8149	A=S
Fang	8,780	0,0009	(T=D)<C
Dosi	2,882	0,0987	H=L
Sòl x Fang	0,910	0,4133	
Sòl x Dosi	0,871	0,3577	
Fang x Dosi	1,073	0,3548	
Sòl x Fang x Dosi	1,142	0,3360	

A la figura 2.14, observem que succeeix el mateix que a l'inici de l'experiment, ja que el quocient metabòlic microbià (qCO_2) dels sòls control continua sent significativament superior ($p < 0,0001$) al de les mescles amb fang. Les mescles de fang amb sòl argilós tenen nivells lleugerament inferiors i, en alguns casos significativament diferents ($p=0,046$), als de sauló.

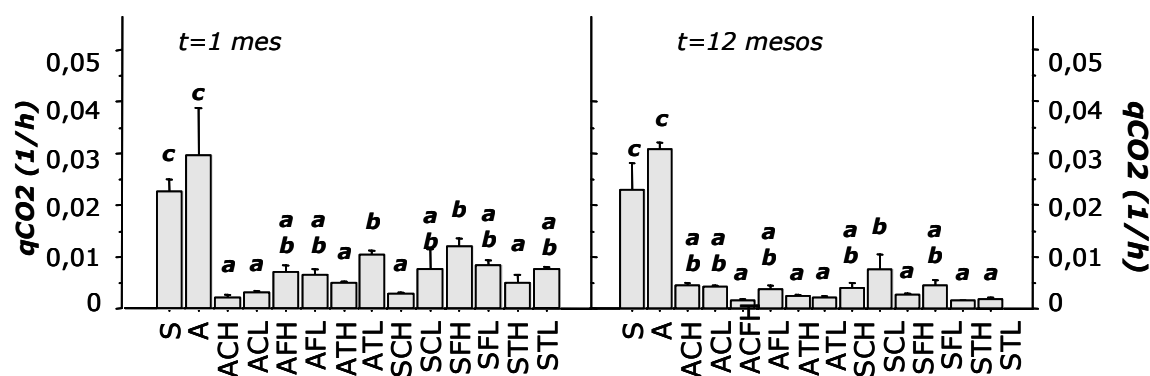


Figura 2.14 Quocient metabòlic (q_{CO_2}) dels diferents tractaments al 1er i 6è mostreig.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives.

L'estudi de la sèrie temporal ens permet comprendre millor com s'ha produït els canvis experimentats en els diferents tractaments durant el període d'incubació (taula 2.19).

Taula 2.19. ANOVA d'un factor ($p < 0,05$) del paràmetre "r" del quocient metabòlic (q_{CO_2}) tenint en compte les possibles fonts de variació.

FONT DE VARIACIÓ	F-valor	P-valor	
Sòl	1,023	0,3179	A=S
Fang	8,610	0,0002	(T=D)<C
Dosi	0,449	0,5075	H=L
Sòl x Fang	5,608	0,0085	
Sòl x Dosi	1,411	0,2436	
Fang x Dosi	6,489	0,0046	
Sòl x Fang x Dosi	0,570	0,5731	

El tipus de sòl i la dosi aplicada no tenen un efecte significatiu en la variació temporal del quocient metabòlic, essent el tipus de fangs la única font de variació que afecta significativament la dinàmica temporal d'aquest paràmetre. Al primer mostreig s'observarem valors superiors en les mescles amb fang tèrmic i fresc, i al cap d'un any la tendència s'ha invertit, sent majors els valors de q_{CO_2} en les mescles amb fang compostat. Això explica que, en estudiar la seva dinàmica temporal, el coeficient r sigui menor en les mescles amb fang tèrmic i fresc. També s'observen diferències en les interaccions d'aquest factor amb el sòl i la dosi, indicant que per una mateixa dosi i sòl no hi ha la mateixa tendència en els diferents fangs.

A la figura 2.15 es compara el coeficient $r_{q_{CO_2}}$ dels diferents tractaments. El signe negatiu ($r < 0$), està indicant que el coeficient metabòlic microbià presenta una clara tendència a disminuir en el temps. Els valors pròxims a 0 dels sòls control, indiquen que aquest paràmetre es manté més o menys constant en el temps, igual com passa en les mescles amb fang compostat, exceptuant les mescles amb argila i dosi baixa, amb una tendència a decreixer menys accentuada que a les mescles amb els altres dos fangs.

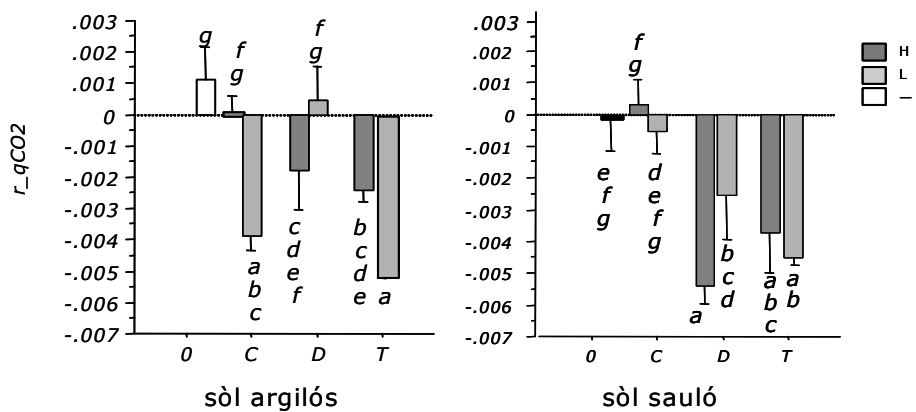


Figura 2.15. Comparació del $r_{\text{quocient metabòlic (qCO}_2)}$ dels diferents tractaments.

Test de Fisher LSD amb nivell de significació $p < 0,05$. Les diferents lletres situades al damunt de les barres de desviació estàndard, indiquen quan hi ha diferències significatives..

2.4 DISCUSSIÓ

Atesa la complexitat dels resultats que s'han obtingut, a la taula 2.18 es presenten els principals efectes que s'han observat, a l'inici de l'experiment, al cap d'un any d'incubació, i en relació a l'estudi de les sèries temporals de les dades (taula 2.20).

Taula 2.20. Resum dels principals efectes dels factors avaluats sobre els paràmetres biològics del sòl.

Tipus de fang (C, D, T); tipus de sòl (A, S); dosi (H, L). Els símbols $>$, $<$ i $=$ indiquen l'ordenació dels diferents tractaments sempre que s'hagin detectat diferències estadísticament significatives ($\alpha \leq 0,05$).

PARÀMETRE	FACTOR	Efectes a		Variació en el primer any
		t = 1 mes	t = 12 mesos	
Activitat respiratòria potencial	Sòl	A = S	A = S	A = S
	Fang	T > F > C	T = F = C	T < F < C
	Dosi	H > L	H > L	H = L
Coeficient de min. del carboni	Sòl	A = S	A = S	A = S
	Fang	T > F > C	T = F = C	F = (T < C)
	Dosi	H = L	H < L	H < L
Biomassa microbiana	Sòl	A = S	A = S	A = S
	Fang	T = F = C	(T = F) > C	C < (T = F)
	Dosi	H > L	H > L	H = L
Relació C-mic/C-Org	Sòl	A > S	A = S	A = S
	Fang	T > (F = C)	(T = F) > C	C < (T = F)
	Dosi	H > L	H = L	H = L
Quocient metabòlic microbià	Sòl	A = S	A = S	A = S
	Fang	(T = F) > C	(T = F) < C	(T = F) < C
	Dosi	H = L	H = L	H = L

En els processos de mineralització de la matèria orgànica del sòl l'activitat respiratòria potencial i la biomassa microbiana hi juguen un paper primordial. L'aportació d'una esmena orgànica, en aquest cas fang de depuradora, provoca un increment d'aquests paràmetres i, per tant és d'esperar, una millora de les propietats biològiques del sòl (Fraser *et al.*, 1988; Ortiz i Alcañiz, 1993; Witter *et al.*, 1993; Díaz-Raviña *et al.*, 1996; Degens, 1998).

2.4.1 EFECTES IMMEDIATS

En general observem que hi ha un increment dels valors dels paràmetres biològics en aquells sòls que han estat esmenats. La descomposició de la matèria orgànica del fang depèn de la quantitat aportada, és a dir del contingut de carboni oxidable, però no del

tipus de sòl receptor, segons els resultats que s'han obtingut. Aquest resultat es contradiu amb l'esperat ja que essent dos sòls amb propietats, físiques sobretot, diferents fora previsible que influís significativament en les propietats biològiques de les mescles. Aquest resultat crida l'atenció, i a priori és difícil de justificar. S'esperaria que el sòl sorrenc, en tenir més macroporus, estigués més ben ventilat i, per tant, hi hagués més activitat biològica. No obstant, no s'observa potser degut al fet d'experimentar en contenidors petits, que fan que l'efecte vora iguali les característiques de ventilació dels dos sòls i, que el sòl, independentment de la seva naturalesa, no sigui un factor tant determinant de les propietats biològiques.

2.4.1.1 ACTIVITAT RESPIRATÒRIA POTENCIAL I COEFICIENT DE MINERALITZACIÓ DEL CARBONI

L'activitat respiratòria dels sòls esmenats incrementa en funció de la dosi aportada, sent més elevada en els tractaments amb dosi alta i independent al tipus de sòl receptor. Aquest increment de la respiració del sòl, és a dir de l'activitat mineralitzadora dels microorganismes, és degut a que els fangs aporten molta matèria orgànica làbil i, per tant, gran quantitat de carboni oxidable, potencialment mineralitzable (Tate, 1987; Lerch *et al.*, 1992; Bernal *et al.*, 1998). Hem observat com aquest increment es produeix de manera més intensa en les mescles que han rebut fang tèrmic, seguit de les mescles amb fang fresc i finalment les mescles amb compostat.

De la mateixa manera, el coeficient de mineralització del carboni també és superior en les mescles amb fang tèrmic, seguides de les mescles amb fang fresc i fang compostat. Cal interpretar que el procés de transformació dels fangs origina, en alguns casos, l'augment dels compostos orgànics làbils (fang tèrmic) mentre que en altres casos disminueixen (fang compostat). El fang compostat és un material digerit que ja ha perdut força components orgànics làbils durant el compostatge (Katayama *et al.*, 1987; Díaz-Burgos i Polo, 1991; Bernal *et al.*, 1998) i, per tant, presenta menor activitat respiratòria i un coeficient de mineralització del carboni també més baix. Pel que fa al fang tèrmic, és probable que a conseqüència de l'assecatge es transformin molècules orgàniques complexes en unitats menors (Irwin, 1982; Blazsó i Jakab, 1985;) i per tant més fàcilment mineralitzables.

Com calia esperar, el coeficient de mineralització del carboni no presenta diferències en funció de la dosi, ja que aquest paràmetre reflecteix la facilitat de descomposició de la matèria orgànica que depèn de la seva qualitat. Al mateix temps ens està indicant que en augmentar la dosi no es produeixen processos d'inhibició en l'activitat mineralitzadora (Ortiz, 1998).

2.4.1.2 BIOMASSA MICROBIANA I QUOCIENT C-MIC/C-ORG

Pel que fa a la biomassa microbiana també hi ha un increment, com a conseqüència directa de la quantitat de matèria orgànica aplicada (Brookes *et al.*, 1990; Lin i Brookes, 1996; Entry *et al.*, 1997; Jensen *et al.*, 1997; Gunapala i Scow, 1998); aquest increment és, per tant, dependent de la dosi aplicada. Entre tipus de fangs, no s'observen diferències en els valors de biomassa microbiana, i per tant la diferent "qualitat" dels fangs no afecta la quantitat de biomassa microbiana

Els sòls adobats amb fang presenten un quocient carboni microbià/carboni orgànic més alt que els sòls control, com a resposta a un augment de la capacitat de la matèria orgànica a suportar una càrrega major de microorganismes (Banerjee *et al.*, 1997). Al estudiar el quocient *C-mic/C-org* es veu que l'increment no és proporcional a la quantitat de fang aportada, ja que en els tractaments amb dosi alta aquest quocient és superior als dels tractaments amb dosi baixa. Això indica que en augmentar la quantitat de carboni orgànic làbil, la biomassa microbiana augmenta proporcionalment més. Això es contradiu amb l'observat en anteriors estudis amb fangs, on el quocient carboni microbià/carboni orgànic hauria de donar valors similars independentment de la dosi aportada (Ortiz, 1998). Segons Anderson i Domsch (1989), davant d'un canvi o pertorbació, la biomassa microbiana respon més ràpidament que el carboni orgànic total. Per tant, una possible explicació podria ser les limitacions físiques que es produirien en els tractaments de dosi baixa, on una major compactació del sòl limitaria l'activitat dels microorganismes. El fang provoca un augment de la porositat del sòl (Sort i Alcañiz, 1999) i, per tant, al reduir la compactació del sòl en els tractaments amb dosi alta, es formen unes condicions físiques més favorables. Una altra explicació podria ser que en incorporar matèria orgànica fresca, els microorganismes que es desenvolupen al sòl utilitzen també la matèria orgànica del sòl com a font de carboni i energia i, per tant, allà on l'aportació ha estat major també és major la biomassa microbiana que es pot desenvolupar (Kuzyakov *et al.*, 2000). Es tractaria, doncs d'un efecte estimulador, més acusat en les mescles amb dosi alta. Aquesta raó explicaria també perquè hi ha lleugeres diferències segons el tipus de sòl emprat per a fer la mescla, amb valors superiors les mescles en sòl argilós, ja que aquest presenta un contingut de matèria orgànica de partida lleugerament superior al sauló. A la bibliografia ha esta molt demostrada l'associació entre les partícules d'argila i la matèria orgànica del sòl (Kowalenko, 1978) i més recentment (Caravaca *et al.*, 1999).

2.4.1.3 QUOCIENT METABÒLIC MICROBIÀ (QCO₂)

El quocient metabòlic microbià, que relaciona el carboni respirat per unitat de biomassa microbiana, és un bon indicador de la fracció activa dels microorganismes del sòl

(Anderson i Domsch, 1993). L'addició de fang modifica aquesta fracció, però únicament en relació al tipus de fang aportat. Si bé la dosi té un efecte demostrat sobre la quantitat d'organismes i sobre la seva activitat, no sembla que afecti a la proporció metabòlicament activa d'aquests organismes. S'ha vist, però, que el qCO_2 és sempre molt menor en els sòls tractats respecte al sòl control, fet que es pot relacionar amb algun tipus d'estrès microbiana (Wolters i Joergensen, 1991; Anderson i Domsch, 1993). Els sòls tractats amb fang compostat presenten els valors menors, mentre que els sòls esmenats amb fang fresc i tèrmic presenten valors superiors, sense arribar en cap cas als dels sòls control. Aquest fet pot indicar algun tipus d'inhibició que es produiria, no en la multiplicació cel·lular, —ja s'ha vist que la biomassa microbiana presenta valors fins i tot majors dels esperats en base a la quantitat de matèria orgànica aportada—, però sí en el metabolisme heterotròfic. És a dir, en les mostres tractades amb fang hi ha algun efecte inhibitor que fa que els microorganismes siguin menys actius, i destinin els recursos a incrementar la població.

2.4.2 DINÀMICA DELS PARÀMETRES BIOLÒGICS

Atès que una bona part de la matèria orgànica aportada són compostos fàcilment mineralitzables, amb el temps les diferències en la producció de CO_2 haurien d'anar desapareixent. Aquest fet és palès en els resultats obtinguts, on es pot veure que al cap d'un any tots els tractaments, independentment del tipus de fang aportat, presenten valors similars en l'activitat respiratòria. Les diferències que es detectaven a l'inici han quedat diluïdes ja que els fangs més rics en matèria orgànica làbil (fang tèrmic i fresc) són els que s'han estabilitzat més ràpidament. És a dir que en el mateix període de temps aquest paràmetre ha disminuït proporcionalment molt més ràpidament. Cal remarcar que aquesta estabilització no és total (Bernal *et al.*, 1998), ja que els sòls tractats amb dosis elevades continuen presentant activitats respiratòries majors que els tractats amb dosis baixes, on la matèria orgànica làbil ha estat més esgotada.

L'estabilització de la matèria orgànica actua seleccionant els compostos més recalcitrants, tal com es pot apreciar en els valors molt menors del coeficient de mineralització al cap d'un any. El fang compostat, als primers estadis, presentava un coeficient de mineralització del carboni similar al del sòl control, degut a que la seva matèria orgànica està molt estabilitzada i que es va mineralitzant molt més lentament. Això es pot veure en l'evolució temporal d'aquest paràmetre que pràcticament no ha variat. És destacable, a més, que al final de l'experiment els coeficients de mineralització del carboni són majors en els sòls tractats amb dosis baixes de fangs. Això es podria relacionar amb la hipòtesi formulada més amunt que els sòls tractats amb dosis elevades generen una biomassa microbiana, proporcionalment més alta que els tractats amb dosis baixes. Com a conseqüència, es

mineralitza una major proporció de matèria orgànica, i la fracció que queda al sòl al cap d'un any serà la més recalcitrant.

Una conseqüència de l'estabilització de la matèria orgànica fresca, és a dir, de la pèrdua de compostos orgànics làbils, és la reducció de la biomassa microbiana. Aquesta reducció és especialment important en els sòls tractats amb fang compostat, ja que és el residu més pobre en matèria orgànica làbil. El quocient C_{mic}/C_{Org} presenta una variació temporal que depèn de la dosi aportada inicialment i que coincideix amb els resultats descrits primer per Anderson i Domsh (1993) i posteriorment per Ortiz (1998), que trobaren que els sòls on hi ha hagut una major aportació de fang, presenten una relació de biomassa microbiana/carboni orgànic menor i per tant la biomassa microbiana al final és proporcionalment menor. És important observar com en els sòls control ha incrementat aquest quocient, possiblement, com a conseqüència d'haver-se incubat en condicions de temperatura i humitat òptima, afavorint d'aquesta manera el desenvolupament de la biomassa microbiana.

També és important destacar que el qCO_2 sempre és menor en els sòls esmenats respecte els controls i que aquest quocient, al cap d'un any, encara ha disminuït més. Per una banda aquest darrer fet indica una competència per a la utilització de la matèria orgànica residual, ja que els sòls esmenats continuen presentant major biomassa microbiana i, per tant, proporcionalment serà menys activa. A més, això pot indicar algun tipus d'estrès induït per la incorporació i acumulació al sòl de contaminants que portaven els fangs. Si això fos així, aquesta incorporació de contaminants hauria estat major en les mescles fetes amb fang tèrmic i fresc, ja que les mescles amb fang compostat mantenen el qCO_2 més o menys estable en el temps ($r \sim 0$). Tenint en compte que els tres tipus de fang tenen el mateix origen, indicaria que el tractament de compostatge elimina o immobilitza part d'aquesta càrrega contaminant.

2.5 CONCLUSIONS

L'aportació de fangs al sòl provoca un increment en l'activitat respiratòria potencial i la biomassa microbiana i, aquest és, en les condicions assajades, independent del tipus de sòl receptor.

El fang tèrmic és portador d'una matèria orgànica més fàcilment mineralitzable que el fang fresc. Per contra, els fangs compostats tenen una matèria orgànica més estable i, per tant, més difícil de mineralitzar.

Els valors de l'activitat respiratòria potencial, la biomassa microbiana i la relació *C-mic/C-Org* són majors com més gran és la dosi de fangs aportada.

La millora de les propietats físiques ocasionada pels fangs afavoreix el desenvolupament dels microorganismes. Aquest efecte es veu clarament en les mesclures de sòl argilós amb dosi alta.

La matèria orgànica aportada es mineralitza a un ritme força elevat, sobretot per aquells fangs que contenen una proporció important de compostos làbils, com els fangs tèrmic i, en segon lloc el fresc. El fang compostat és el que presenta una major estabilitat de la matèria orgànica i uns efectes més perdurables en el període de temps estudiat.

Els sòls no esmenats presenten un increment de la relació *C-mic/C-Org* en el temps com a conseqüència de l'afavoriment del desenvolupament de les comunitats microbianes, provocat per les condicions òptimes d'incubació.

Els sòls no esmenats presenten sempre una biomassa metabòlicament més activa que els sòls esmenats, tot i que la biomassa microbiana sigui menys abundant. Aquest fet és podria relacionar amb algun tipus d'estrès induït per l'aplicació dels fangs.

2.6 REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- Alcañiz, J. M.; Comellas, L & Pujolà, M. 1996. Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora. Recuperació de terrenys marginals. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Junta de Sanejament. Barcelona.
- Anaya, C.; Ortiz, O; Forgas, J.; Berrocal, B.; Agut, M. & Calvo, M.A. 1996. Análisis de la microbiota presente en muestras de suelos de cantera tratados con lodos de depuradora. IV Congreso de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Lleida, 16-19 setembre.
- Anderson J.P.E. 1982. Soil respiration. In: Page, A.L. ; Miller, R.H. & Keeney, D.R (Eds.) methods of analysis. Part 2, Chemical and microbiological Properties. American Society of Agronomy, Soil Science of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 1989. Ratios of microbial biomass carbon and total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 471-479.
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 22: 251-255.
- Anderson, T.H. 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: Ritz, K.; Gighton, J. & Giller, K.E (Eds.), *Beyond the biomass*. John Wiley and sons, British Society of Soil Science, Sayce Publishing.
- Banerjee, M.R.; Burton, D.L. & Depoe, S. 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 241-249.
- Bernal, M.P.; Navarro, A.F.; Sánchez-Monedero, M.A.; Roig, A. & Cegarra, J. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.* 30: 305-313.
- Blazsó, M. & Jakab, E. 1985. Study of thermal decomposition reactions in coals by pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry. In *Journal of Analytical and applied pyrolysis*. Elsevier Science Publishers, B.V. 8: 189-194.
- Brookes, P.C. Ocio, J.A. & Wu, J. 1990. The soil microbial biomass: its measurement, properties and role in soil nitrogen and carbon dynamics following substrate incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 33: 39-51.
- Caravaca, F.; Lax, A. & Albadalejo, J. 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. *Geoderma*. 93: 161-176.
- Comellas, L.; Alcañiz, J. M.; Balanyà, T.; Bonmatí, M.; Crespo, E.; de la Torre, F.; Lliberia, J.L.; Ortiz, O.; Pujolà, M.; Sort, X. & Vaquero, T. 1994. Aprofitament de fangs de depuradora en la restauració de pedreres de calcària. C.E.T.S. Institut Químic de Sarrià, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Barcelona.
- Degens, B. P. 1998. Microbial functional diversity can be influenced by the addition of simple organic substrates to soil. *Soil Biol. Biochem.* 30 (14): 1981-1988.

- Díaz-Burgos, M. A. & Polo, A. 1991. Variaciones de la fracción orgánica durante el compostaje de lodos de depuradoras. *Suelo y Planta*, 1: 453-466.
- Díaz-Raviña, M.; Prieto, A & Bååth; E. 1996. Bacterial activity in a forest soil after soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques. *Soil Biol. Biochem.* 28 (3): 419-426
- Dommergues, Y. 1960. La notion de coefficient de minéralization du carbons dans les sòls. *L'Agronome Tropicale Centre de la propietat forestal.* XV (1): 54-60.
- Entry, J. A.; Wood, B. H J.; Edwards, H. & Wood, C.W. 1997. Influence of organic by-products and nitrogen source on chemical and micribiological status of an agricultural soil. *Biol. Fertil. Soils.* 24: 196-204.
- Fraser, D. G.; Doran, J. W.; Sahs, W. W. & Lesoing, G. W. 1988. Soil microbial populations and activities under conventional and organic management. *J. Environ. Qual.* 17 (4): 585-590.
- Gunapala, N. & Scow, K. M. 1998. Dynamics of the soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems. *Soil Biol. Biochem.* 30 (6): 805-816.
- IGME. 1983. Mapa Geològica de España. E. 1:50.000, Vic. segunda serie, primera edició. Servicio de Publicaciones Ministerio de Industria y Energía. Madrid, 45p.
- Irwin, W.J. 1982. Analytical pyrolysis. A comprehensive guide. *Chromatographic science.* Marcel Dekker, Inc. 22
- Jensen, L. S.; Mueller, T.; Magid, J. & Nielsen, N. E. 1997. Temporal variation of C and N mineralization, microbial biomass and extractable organic pools after oilseed rape straw incorporation in the field. *Soil Biol. Biochem.* 29 (7): 1043-1055.
- Junta de Residus 2003. <http://junres.gencat.net/estaddin/Industrials/estadRI1b.asp> (19/02/03).
- Katayama, A.; Ker, K.; Hirai, M.; Shoda, M. & Kubota, H. 1987. Stabilization process of sewage sludge compost in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* 33 (1): 123-135.
- Kuzakov, Y.; Friedel, J. K. & Stahr, K. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1485-1498.
- Kononova, M.M. 1982. *Materia orgánica del suelo. Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación.* Oikos-tau, S.A ediciones. Barcelona
- Kowalenko, C.G. 1978. Organic Nitrogen, phosphorus and sulfur in soils. In Schnitzer & Sukhan (Ed.). *Soil organic matter.* Elsevier Scientific Publishing company, Amsterdam, The Netherlands. P. 127
- Lerch, R.N.; Barbarich, K.A.; Sommers, L.E. & Westfall, D.G. 1992. Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. *Soil Society of America Journal.* 56: 1470-1476.
- Lin, Q. & Brookes, P.C. 1996. Comparison of methods to measure microbial biomass in unamended, ryegrass- amended and fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.* 28(7): 933-939.
- Navas, A.; Bermúdez, F. & Machín, J. 1997. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols *Geoderma* 87 123-135.
- Ortiz, O. & Alcañiz, J.M. 1993. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiology Journal.* 11(3/4): 333-340.
- Ortiz, O. 1998. *Activitat biològica en sòls de pedreres de calcària restaurats amb fangs de depuradora.* Tesi de doctorat. Bellaterra, Barcelona
- Ortiz, O. 2001. Reducció de l'erosionabilitat d'un alfisol mitjançant l'ús de fangs de depuradora o adobs minerals per al desenvolupament de la coberta herbàcia. *Orsis* 16: 121-131.
- Ortiz, O. i Alcañiz, JM. 2002. *Transcatalonia 2002: guia de camp.* Prades-Taradell. Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA).

- Ortiz, O. i Alcañiz, J.M. 2003. Transcatalonia 2002. Els sòls de les muntanyes de prades i del sector SE d'Osona. Quaderns Agraris. 28: 109-118.
- Ott, O. 1988. An introduction to statistical methods and data analysis. PWS-Kent Publishing Company. Boston.
- Rauch, W. & Becker, W. 2000. Waste sludge disposal in extreme alpine environments. Waste Management & Research. 18: 33-40.
- Ronald, B.; Sawhill & Ferguson, B.K. 1998. The potential for recycling municipal sewage sludge as a substrate for wetland creation. Landscape and urban planning. 42: 123-134.
- Sopper, W.E. 1993. Municipal sludge use in land reclamation. Lewis Publishers. Boca Raton.
- Tate, R.J. 1987. Soil organic matter. Biological and ecological effects. John Wiley & Sons. NY.
- Vance E.D.; P.C. Brookes & Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 19 (6): 703-707.
- Witter, E.; Martensson, A. M. & Garcia, F. V. 1993. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. Soil Biol. Biochem. 25 (6): 659-669.
- Wolters, V. & Joergensen, R.G. 1991. Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. Soil Biol. Biochem. 23: 897-902.

CAPÍTOL 3

**REGENERACIÓ AMB FANGS DEPURADORA DE DUES ZONES FORESTALS
DEGRADADES: PROPIETATS BIOLÒGIQUES DE DOS SÒLS ESMENATS AMB FANG
FRESC, COMPOSTAT I ASSECAT TÈRMICAMENT**

3.1 INTRODUCCIÓ

La degradació del sòl, bé sigui deguda a l'activitat humana o a causes naturals, és un procés que comporta la disminució actual i/o potencial de la seva productivitat (Tian *et al.*, 2001). Els processos degradatius més habituals són deguts a l'erosió per l'aigua o el vent, la compactació, encrostament, salinització, alcalinització, rentat, pèrdua de matèria orgànica i contaminació. La qualitat del sòl és un terme emprat sovint en referència a la seva complexa funcionalitat. Mantenir la qualitat del sòl equival a mantenir la seva productivitat, i també a mantenir la qualitat de l'ambient de manera que asseguri el desenvolupament saludable de plantes i animals (Maly, S. *et al.*, 2002). És altament dependent del tipus i magnitud en que es manifestin els processos degradatius, del tipus d'ús del sòl i del maneig que es practiqui (Oztas, 2002). El grau de degradació s'estima principalment en base a la intensitat del procés (van Lynden, 1997), en particular els processos erosius que tendeixen a un deteriorament de les propietats físiques, químiques i biològiques (Oztas, 1997). L'abandó de conreus en zones àrides i semiàrides ha generat grans extensions de terrenys que en perdre la coberta vegetal han patit un empobriment dels horitzons superficials i per tant es veuen afectats per l'erosió i una degradació progressiva del sòl. Les pràctiques culturals poc adequades han portat molts sòls mediterranis a perdre el seu horitzó orgànic, a reduir la seva profunditat, a desenvolupar crostes superficials, a modificar la seva estructura, etc. Aquestes pràctiques agrícoles exhaureixen el sòl (Cerdà, 2001). De la mateixa manera, els grans incendis forestals poden provocar una ràpida alteració de les propietats del sòl (veure cap 1) i una parcial o completa eliminació de la vegetació natural (van Lynden, 1997). En ambdós casos, la pèrdua de fertilitat del sòl o problemes físics són les principals causes que dificulten l'establiment d'espècies vegetals, i per tant és convenient intervenir-hi per tal de restablir-la. Partint d'aquesta premissa, cal cercar pràctiques efectives i econòmicament viables per a prevenir una major degradació i per a recuperar aquests sòls degradats.

Les raons per les quals aquestes àrees poden ser bones candidates per a l'ús d'esmenes orgàniques, concretament de fangs de depuradora, han estat ben descrites per Henry *et al.*, (1994), entre les quals cita: (i) els fangs supleixen el dèficit de nutrients, principalment de N i P (ii) el sòls forestals teòricament presenten propietats que els fan aptes per rebre addicions de fangs, com són una riquesa relativa de carboni orgànic que pot immobilitzar les aportacions de nitrogen disponible, una elevada taxa d'infiltració que minimitza el

potencial d'escolament superficial, i un sistema radical perenne que en la majoria de casos absorbirà amb rapidesa els nutrients disponibles aportats pels fangs. Els sòls objecte d'estudi són relativament pobres en carboni, fet que justifica la incorporació dels fangs.

D'acord amb Page i Chang (1994), els fangs de depuradora en tenir un elevat contingut en matèria orgànica, nitrogen, fòsfor i micronutrients, poden contribuir a la recuperació de sòls degradats d'una manera sostenible per l'ecosistema. És a dir, una restauració ecològica que asseguri la presència i funcionalitat dels diversos constituents del sòl com a base de la sostenibilitat del sistema, més que no pas una revegetació ràpida i aparent (Ortiz, 1998). No obstant, aquesta pràctica no està exempta de riscos ambientals, com ara l'eutrofització de les aigües (Joshua, *et al.*, 1998), la contaminació per determinats metalls (Bragato *et al.*, 1998; Khan i Schullion, 2002) o compostos orgànics persistents (Selivanovskaya *et al.*, 2000), la selecció a favor de determinades espècies vegetals (Vasseur *et al.*, 2000), i modificacions de les poblacions d'organismes edàfics (Chaudri *et al.*, 1996; Andrés, 1999).

Un factor important en l'aplicació de fangs de depuradora és l'abundància de matèria orgànica fàcilment degradable (Mayr, 1998), donat que la major part dels compostos orgànics que contenen seran processats per microorganismes heterotròfics que usen la matèria orgànica com a font de nutrients i energia (Fontaine *et al.*, 2003). La disponibilitat de carboni és important pel control del cicle dels nutrients i l'activitat biològica del sòl. Serà, per tant, interessant l'obtenció d'índexs biològics que ens puguin donar indicacions sobre el funcionament del sòl i la seva interacció amb les plantes, fauna i variables climàtiques compreses en l'ecosistema (Knoepp *et al.*, 2000). En aquest sentit, l'estudi de paràmetres com la biomassa microbiana (C-mic), l'activitat respiratòria (C-CO₂), el quocient metabòlic microbià (qCO₂) i el flux de CO₂ poden ser molt útils.

- La respiració del sòl és un procés que reflecteix la seva activitat biològica (Parkin *et al.*, 1996). L'activitat respiratòria potencial o respiració basal és una mesura de l'activitat de tota la biota del sòl en condicions de temperatura i humitat òptimes i és considerat com un bon indicador de la seva activitat heterotròfica (Anderson i Domsch, 1990).
- El coeficient de mineralització del carboni (Dommergues, 1960), que relaciona el carboni respirat en un temps determinat per unitat de carboni orgànic, ens pot servir com a estimador de la quantitat de substrat orgànic que és potencialment mineralitzable pels microorganismes heteròtrofs, és a dir que usen el carboni com a font d'energia.
- Segons alguns autors, la biomassa microbiana del sòl és la principal component reguladora del cicle dels nutrients, el flux d'energia i per últim de la productivitat de

l'ecosistema (Wardle i Ghani, 1995; Wardle, 1998), a més de constituir un significatiu reservori de nutrients pel sòl (Tate, 1997). Quantificar el carboni de la biomassa microbiana (C-mic) en el temps pot contribuir a conèixer de manera més detallada els processos d'immobilització i mineralització de la MOS (Ferrari *et al.*, 1997) i també la incidència que té en la nutrició vegetal. La dinàmica de la biomassa microbiana està afectada principalment per l'aportació de substrat, la temperatura del sòl i la disponibilitat d'aigua (Carter, 1986; McGill *et al.*, 1986).

– El percentatge del carboni microbià en relació al carboni orgànic del sòl (C-mic/C-Org) és un paràmetre sensible addicional que pot indicar els canvis que es produeixen en la disponibilitat de nutrients, degut a una resposta més ràpida a aquests canvis per part de la biomassa microbiana que del contingut de carboni orgànic.

– El quocient metabòlic microbià (qCO_2) ha estat proposat per diversos autors (Anderson i Domsch, 1990; Insam i Haselwandter, 1989) per investigar el funcionament del sòl, la seva qualitat, el desenvolupament i l'estrès de l'ecosistema basant-se en la teoria de la successió d'Odum (Wardle i Ghani, 1995). És difícil, però, discriminar si els canvis observats en aquest paràmetre són deguts a canvis ràpids de les condicions ambientals (pertorbacions) o degudes a un estrès provocat per alguna condició extrema.

– El flux de CO_2 és un índex de l'activitat biològica del sòl, que engloba la respiració dels microorganismes, la macrofauna i les arrels. Segons Sparling (1997), la respiració microbiana, que sovint representa la major part de la respiració del sòl, és molt variable en l'espai i temps depenent del tipus de substrat, humitat i temperatura i, per tant, hi ha una gran dificultat en interpretar aquestes dades de respiració en condicions de camp.

D'acord amb Tate (1987) esperarem que l'aportació d'una matèria orgànica exògena, en aquest cas la continguda en els fangs de depuradora, provoqui un efecte estimulador del catabolisme de la matèria orgànica del sòl. Aquest és conegut amb el terme "*priming effect*", introduït per Bingemann *et al.*, (1953), i es manifesta poc després del tractament del sòl, abans que l'activitat dels microorganismes o la seva quantitat hagi canviat (Kuzakov *et al.*, 2000). En el mateix treball es demostra que l'addició de substàncies orgàniques làbils pot provocar un increment de l'activitat microbiana i una acceleració de la mineralització de la MOS (*priming effect +*), o al contrari, una reducció o immobilització del C o N afegit provocant en aquest cas un efecte negatiu (*priming effect -*) (figura 3.1).

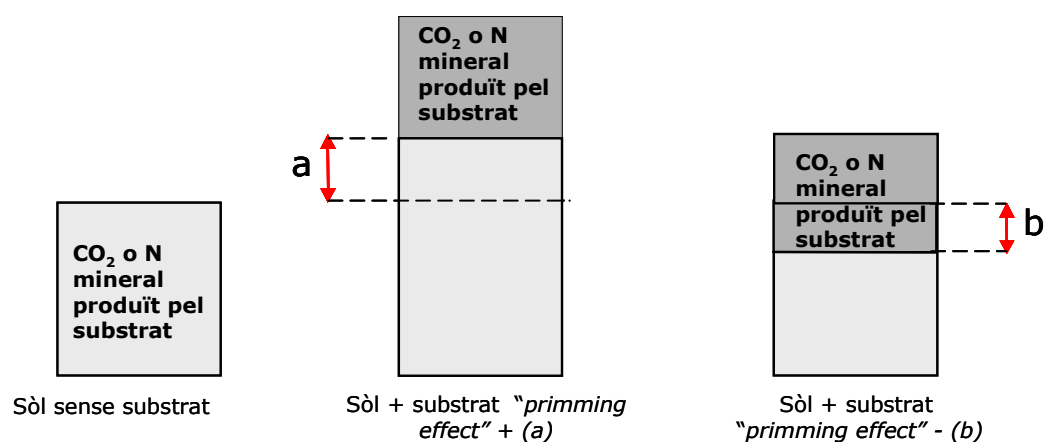


Figura 3.1. Esquematització dels efectes iniciadors (priming effects) induïts per l'addició d'un substrat orgànic:

(a) acceleració de la descomposició de la MOS (priming effect+); (b) retard en la descomposició de la MOS (priming effect -) Kuzyakov et al., 2000.

En el capítol 1 en relació a la matèria orgànica, i com es farà en el 4 en relació al nitrogen, de la present tesi ja s'han comentat alguns inconvenients de l'aplicació de fangs frescos. Per tant, malgrat els bons resultats obtinguts per diversos autors, al no complir sempre aquests fangs les condicions exigides de salubritat, és necessari sotmetre'ls a tractaments d'higienització que els faci aptes per a ser utilitzats en aplicacions de camp. Els fangs compostats i d'assecat tèrmic compleixen les condicions higièniques exigides, però encara falta informació sobre el seu comportament al camp i les seves conseqüències a curt-mig termini.

En aquest treball es pretén, per tant, comprovar la magnitud dels efectes d'aquests residus sobre el funcionament biològic de sòls forestals, en condicions de camp, en aplicacions en superfície realitzades sobre dos tipus de sòls, un de sorrenc, especialment susceptible als processos d'erosió i rentat, i un format sobre margues on l'absència d'una coberta vegetal provoca també l'acceleració dels processos erosius.

Així doncs, l'objectiu d'aquest capítol és avaluar l'efecte de l'aplicació de tres tipus de fangs sobre l'activitat microbiana del sòl en condicions de camp i, de quina manera aquest efecte depèn del tipus de sòl (sòl arenós i sòl franc) i del tipus de fang (fresc, compostat, assecat)

Aquest treball és un complement al capítol anterior, atès que s'han emprat els mateixos fangs (fang fresc, compostat i assecat) i s'han escollit dues zones molt properes. Les principals diferències entre aquestes són degudes al tipus i ús del sòl i al procediment d'aplicació. La importància d'aquest experiment es deu al fet que s'ha dut a terme al camp i, per tant, ens servirà per validar els resultats obtinguts en l'experiment de laboratori i aproximar-nos a les condicions reals d'utilització.

3.2 MATERIALS I MÈTODES

3.2.1 ÀREA D'ESTUDI

3.2.1.1 LOCALITZACIÓ I CLIMA

En dues àrees molt properes i amb unes condicions climàtiques similars s'han escollit dos sòls formats sobre materials de diferent composició, un sobre conglomerats - gresos i l'altre sobre margues, tots dos en roques sedimentàries de l'eocè. Les parcel·les experimentals (figura 3.3 a i b) estan ubicades al terme municipal de Taradell, Osona. S'han escollit dues zones situades (1) a la vessant sud de la Serra de la Vallmitjana (coordenades UTM $x= 4634,5$; $y= 442,300$ $z= 708.5$ m (s.n.m). i (2) al Puig ($x= 439,522$; $y=4636,963$; $z=570$ m). Al capítol 1 s'ha fet una descripció general del clima, la litologia i el relleu.

3.2.1.2 EL SÒL

Al capítol 1 s'ha fet una descripció acurada d'un perfil "tipus" de la zona d'estudi de la Vallmitjana (1), que hem classificat segons la SSS (1998) com a *Oxyaquic Haplustalf* – *Luvisol Cromic* (FAO, 1998)- els més desenvolupats i com a *Lithic Ustorthent- Leptosol Haplic* (FAO, 1998)- a les zones de més pendent.



Figura 3.2. Perfil del sòl de la zona del Puig.

Els sòls de la zona experimental (2), El Puig, s'han format sobre dipòsits al·luvials i col·luvials de margues massives. En els marges i vessants no afectats per conreus, trobem els més desenvolupats, que corresponen a *Udic Calciustep* (SSS, 1998) – *Calcisol Haplic* (FAO, 1998)-, però també trobem sòls menys diferenciats (Entisols), amb un horitzó A que reposa directament, o a través d'un horitzó de transició A, sobre un C. Aquests sòls, ocupen més superfície i corresponen a *Udic Ustifluvent* (SSS, 1998)- *Fluvisol Calcàric* (FAO, 1998)- (Ortiz i Alcañiz, 2003). A la taula 3.1(a, b) es presenten els resultats de la caracterització del perfil del sòl més desenvolupat (figura 3.2) amb la

descripció dels horitzons. S'ha diferenciat un horitzó orgànic (O) de -12 cm, quatre horitzons formant el solum: dos horitzons òrgano-minerals (A1, A2) amb un contingut relativament alt de matèria orgànica en superfície, dos horitzons minerals d'acumulació de carbonats (BK1, BK2), que provenen de la descarbonatació parcial de l'epipèdon. i, un horitzó BC de transició, on s'observen acumulacions toves de carbonats secundaris (horitzó càlcic) i es comencen a reconèixer-se algunes característiques del col·lúvió (C).

Taula 3.1 (a) Descripció del perfil del sòl de l'àrea anomenada El Puig

INFORMACIÓ DEL L'ENTORN DEL PERFIL:			
Localització:			
Parcel·la: Marge estable de terrassa de conreu, El Puig			
Municipi: Taradell;	Comarca: Osona;	Prov. Barcelona	
Coordenades UTM:	X= 439545	Y= 4636940	Z= 575 m
Ref. mapa:	Ortofoto1:5000 ICC	full nº	332-3-7
Clima:	submediterrani continental;	Observatori: Vic	
Temp. mitjana anual:	12.4°C	Precipitació: 743 mm	
Règim de temperatura:	mèsic	Règim d'humitat: ústic	
Material originari:			
Litologia 1:	margues massives	Proporció: 90%	
Litologia 2:	petites intercalacions de gresos	Proporció: 10%	
Minerals principals: (calcita, il·lita, quars)			
Edat estratigràfica:	Eocè Bartoniana		
Geomorfologia:			
Forma del relleu:	Vessant	Pendent (%)	50%
		Orientació: W	
Situació del perfil: part baixa d'un marge excavat en la base.			
Erosió: No en el punt del perfil; freqüents badlands en les rodalies			
Afloraments rocosos (%): no in situ; abundants en els voltants			
Pedregositat superficial (%): 2%			
Vegetació:			
Buxo-Quercetum pubescentis. Espècies dominants: <i>Quercus humilis</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Buxus sempervirens</i> , <i>Juniperus communis</i> .			
Recobriments per estrats:	arbres (%): 80%	arbust (%): 20%	herbaci (%): 30%
Usos del sòl:			
Camps abandonats usats com a pastures.			

Horitzó	Prof. (cm)	Descripció
O	-12	Horitzó orgànic, restes de fulles i branquillons de roure en diferents estadis de descomposició; sec; sense elements grollers; color fosc (no determinat); estructura fibrós; porositat molt elevada; matèria orgànica composta per fullaraca; presència moderada d'arrels fines, copròlits i micel·lis fúngics abundants; límit pla i abrupte.
A1	12-37/43	Horitzó mineral amb matèria orgànica ben incorporada; sec; color 10YR6/3; sense taques; sense elements grollers; textura franco-llimosa; estructura granular ben desenvolupada grossa; consistència friable; sense cementacions; porositat elevada entre grànuls; contingut mig de matèria orgànica humificada; arrels mitjanes i petites freqüents, activitat biològica elevada, turrícules, galeries de lumbrícid; reacció al HCl intensa; sense acumulacions; límit gradual i ondulat.
A2	37-66/72	Horitzó mineral amb poca matèria orgànica ben incorporada; sec; color 10YR5.5/3; elements grollers molt escassos; textura franco-llimosa; estructura granular sobreposada a una estructura en blocs angulars petits; consistència friable; sense cementacions; matèria orgànica poca, humus; arrels freqüents, petites i mitjanes; activitat biològica notable, galeries de lumbrícid; porositat elevada; reacció al HCl intensa; sense acumulacions; límit gradual i irregular
BK1	66-98	Horitzó mineral amb acumulació de carbonats; sec; color 10YR6'5/2; elements

		grollers molt escassos; textura franco-llimosa; estructura en blocs angulars mitjans; consistència ferma; cementacions parcials degudes a l'acumulació nodular i pseudomicelis de carbonats; matèria orgànica no detectable; arrels freqüents, activitat biològica moderada; porositat reduïda a les cares dels blocs; acumulacions freqüents de carbonats a l'espai porós; reacció al HCl molt intensa; límit difús
BK2	98 - 122	Horitzó mineral amb acumulació de carbonats; sec; color 10YR7/2; elements grollers escassos; llimós; estructura en blocs angulars; consistència dura; cementacions incompletes degudes a l'acumulació de carbonats; arrels presents; activitat biològica feble; porositat reduïda a les cares dels blocs; acumulacions de carbonats en nòduls i pseudomicelis; reacció HCl molt intensa; límit no definit
BC	> 122	

Taula 3.1 (b) Anàlisi dels paràmetres físico-químics dels diferents horitzons

	pHw	PHKCl	CE25°C 1:5 w/v dS m ⁻¹	C-Org	CaCO ₃	graves	SG	SF	LL	AR
	g Kg ⁻¹									
A1	8,1	7,7	0,47	14,5	219	68	51	306	434	206
A2	8,4	7,9	0,32	7,3	254	40	24	282	457	236
BK1	8,3	7,8	0,66	6,4	340	22	34	273	443	253
BK21	8,3	7,8	0,87	4,1	315	44	27	324	418	231

	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺
	cmol c Kg ⁻¹			
A1	34,9	3,43	0,12	0,43
A2	31,2	3,8	0,10	0,64

3.2.2. DISSENY EXPERIMENTAL

A la Vallmitjana, s'ha triat un bosc en fase de regeneració natural després de l'incendi que hi va haver l'any 1983, al mateix vessant on es va fer l'experiment descrit al capítol 1, i amb la mateixa finalitat. Es a dir, transformar una zona forestal cremada. en fase de recuperació aparentment estancada en una fase arbustiva, en un bosc mixt de roure i alzina amb característiques de devesa. Després de seleccionar els arbres de port més gran i eliminar-ne els peus secundaris i rebrots es va fer una esporgada manual, simulant l'esbrossada del bestiar.

Al Puig, es va escollir un antic camp de farratge abandonat des de més de 20 anys, en el que s'observaven evidents signes de degradació on, degut a la naturalesa margosa del material originari, els processos erosius poden arribar a tenir un pes important. En aquests espais, on no s'observa una dinàmica de regeneració de la vegetació, per l'absència d'espècies rebrotadores, es pot impulsar la seva recuperació a través de sèmres com a primeres mesures de restauració.

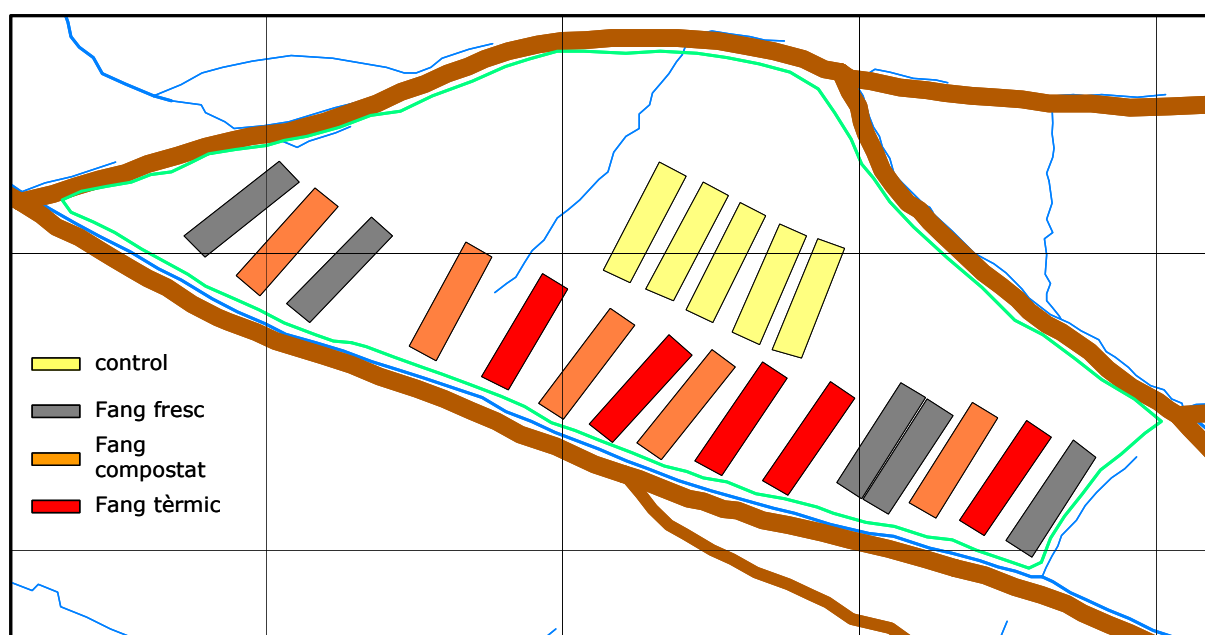
Esbrossada

A la Vallmitjana, abans de preparar les parcel·les experimentals es va fer una desbrossada mecànica de la vegetació amb trituració simultània de les restes vegetals que van quedar

escampades en superfície. La desbrossada mecànica produeix una certa mescla de les restes vegetals amb els primers centímetres de sòl. Al Puig, es va eliminar completament la vegetació que hi havia, principalment matolls. Seguidament es va llaurar el sòl, per tal d'eliminar la crosta superficial que s'havia format, deixant el terreny preparat per la fertilització i la sembra.

3.2.2.1 PREPARACIÓ DE LES PARCEL·LES EXPERIMENTALS

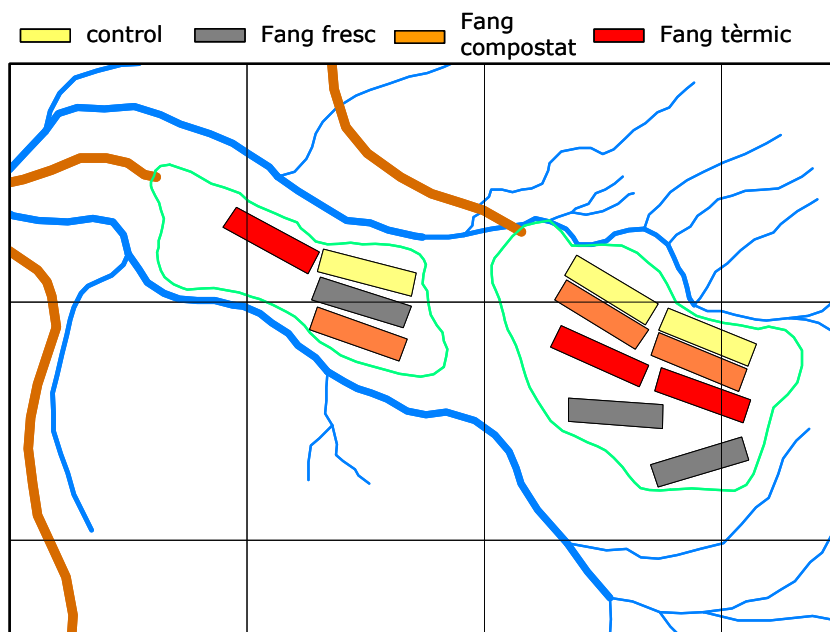
A la Vallmitjana, es van preparar 5 parcel·les de 20 x 5 m de cada tractament (fang fresc, compostat i d'assecat tèrmic) més 5 parcel·les control. Al Puig, per limitacions d'espai, únicament es van poder muntar 3 parcel·les de cada tractament, més tres controls. Entre les dues zones sumen un total de 32 parcel·les. Entre les parcel·les es va deixar un espai suficient per evitar interaccions entre elles. A la figura 3.3 a i b, es presenta un plànol reduït de les dues zones on s'han ubicat les parcel·les.



La Vallmitjana, Taradell, Osona

X mín: 442157; X màx: 442360; Y mín: 4634785; Y màx: 4634890
Espaiat xarxa 50 m

Figura 3.3a. Ubicació i distribució de les parcel·les de la Vallmitjana (Taradell)
(5 parcel·les per tractament + 5 parcel·les control).



El Puig, Taradell, Osona

X mín: 439450; X màx: 439625; Y mín: 4636880; Y màx: 4637000
Espaiat xarxa 50 m

Figura 3.3b. Ubicació i distribució de les parcel·les de El Puig (Taradell) (3 parcel·les per tractament + 3 parcel·les control)

Les parcel·les control es van situar a les parts altes per tal d'évitar possibles contaminacions provocades per lixiviat o escolament superficial de fangs.

A la taula 3.2 es presenten els resultats analítics d'una mostra composta dels dos sòls a una profunditat de 0 a 20 cm. Excepte les graves i la densitat aparent, les dades es refereixen a la composició de la fracció terra fina (< 2mm).

Taula 3.2 Propietats físiques i químiques dels sòls

	unitat	La Vallmitjana Sòl arenós	El Puig Sòl franc
Classificació (SSS, 1998)		<i>Oxyaquic Haplustalf</i>	<i>Calcustept ustic</i>
Graves (>2 mm)	g Kg ⁻¹	401,6	68,4
Sorra Grossa (2 - 0,2 mm)		683,1	48,5
Sorra fina (0,2 – 0,05 mm)		180	294,6
Llims (0,05 mm – 0,002 mm)		59,3	492,2
Argila (< 0,002 mm)		77,7	164,8
Textura		Franco Arenosa	Franca
Da	g cm ⁻³	1,41	1,17
θs	cm ³ cm ⁻³	0,401	0,434
pHw (1:2,5)		7,1	8,05
CaCO ₃	g Kg ⁻¹	0,0	274
C Org		6,7	16,5
CE 25 ° C (1:5 w/v)		3,3	3,8
Na ⁺	dS m ⁻¹	0,29 ± 0,01	0,12 ± 0,01
K ⁺	cmol c Kg ⁻¹	0,4 ± 0,3	0,43 ± 0,1
Ca ²⁺		3,0 ± 2,1	34,92 ± 0,4
Mg ²⁺		1,7 ± 1,6	3,43 ± 0,8
CIC		22,8 ± 9,8	25,16 ± 2,3

La diferència més important que hi ha entre els dos sòls és la textura, molt més fina (al voltant del 50 % de partícules d'un diàmetre < 20µm) en els sòls del Puig. A diferència, a la Vallmitjana, en els horitzons superficials hi predominen les sorres (al voltant del 80%). També la reacció del sòl és molt diferent, amb un pH lleugerament àcid als sòls de la Vallmitjana (pH < 6) i bàsic a El Puig (pH=7-8). Pel que fa a altres paràmetres, cal destacar la presència de carbonats (25-32 %), un major contingut de matèria orgànica en superfície, i major càrrega de calci intercanviable als sòls del Puig.

3.2.2.2. APLICACIÓ DELS FANGS

Es van aplicar tres tipus de fangs provinents del mateix lot: el residu originari o fresc (F), el fang després de sotmetre'l a un procés de compostatge (C) i el fang tractat en un procés d'assecatge tèrmic (T). A la taula 3.3 es presenten les característiques analítiques dels tres tipus de fang.

Taula 3.3. Principals propietats físiques i químiques dels fangs emprats en l'experiment.

Paràmetre		Fang fresc (F)	Fang compostat (C)	Fang tèrmic (T)
Matèria seca	g Kg ⁻¹	202,7 ± 0,01	664,8 ± 0,15	846,9 ± 0,09
Densitat aparent	g cm ⁻³	0,21	0,39	0,52
Grau d'estabilitat *	%	43,34 ± 0,06	41,74 ± 0,31	38,79 ± 0,0
Pèrdua per calcinació	g kg ⁻¹	668,9 ± 0,8	643,0 ± 0,1	674,6 ± 0,1
Carboni oxidable	g kg ⁻¹	489,8 ± 15,5	427,4 ± 3,4	497,9 ± 1,1
N Total (Kjeldahl)	g kg ⁻¹	46,6 ± 2,6	33,6 ± 1,0	44,5 ± 1,5
P Total (Olsen)	g kg ⁻¹	19,1 ± 0,1	15,6 ± 0,1	17,9 ± 0,2
C/N		10,67	12,93	11,29
pHw		8,3 ± 0,1	7,4 ± 0,1	7,0 ± 0,1
C.E. (1:5 w/v)	dS m ⁻¹	1,8 ± 0,09	5,8 ± 0,09	5,3 ± 0,01
Cu Total	mg Kg ⁻¹	749,1 ± 3,17	777,3 ± 23,6	743,6 ± 5,02
Zn Total	mg Kg ⁻¹	885,2 ± 0,24	996,8 ± 26,24	800,7 ± 96,7
Cd Total	mg Kg ⁻¹	3,6 ± 0,03	3,7 ± 0,7	3,6 ± 0,01
Pb Total	mg Kg ⁻¹	73,6 ± 4,31	85,4 ± 2,62	75,5 ± 1,02
Ni Total	mg Kg ⁻¹	42,6 ± 3,49	42,5 ± 0,50	46,1 ± 1,01
Cr Total	mg Kg ⁻¹	50,6 ± 0,38	50,7 ± 1,6	88,1 ± 2,04
Hg Total	mg Kg ⁻¹	2,6 ± 0,08	2,6 ± 0,00	2,7 ± 0,14

* es determina el percentatge de matèria orgànica resistent a la hidròlisi (àcid sulfúric 70% i en calent) en relació a la matèria orgànica total (Projecte Ecofangs, 2003)

Els fangs es van aplicar a mitjans d'abril del 2001. Es va fer una aplicació superficial en una dosi equivalent a 6 Mg de matèria orgànica ha⁻¹ (smf). Tenint en compte la quantitat de matèria orgànica que contenen els fangs, es va calcular la quantitat de fang que s'havia d'aplicar en cada cas, que equival a 50 Mg de fang fresc ha⁻¹, 13,8 Mg de fang compostat ha⁻¹ i 11,3 Mg de fang tèrmic ha⁻¹.

Fang fresc: per la seva aplicació es va utilitzar un remolc de fems amb escampador d'eix vertical a la part posterior i discs a la base del mecanisme de dispersió. Va ser necessari fer dues passades en cada parcel·la per acostar-se a la dosi teòrica prevista i assolir una distribució del fang homogènia.

Es van aplicar unes 4,3 tones de fang fresc al conjunt de les 8 parcel·les que correspon a uns 0,54 Mg de fang deshidratat per parcel·la, equivalent a uns 0.109 Mg de fang fresc (sms).

El fang fresc va quedar distribuït de manera força irregular sobre la superfície, ja que aquest tipus de maquinària projecta masses de fang discontinues, i per tant de manera heterogènia i clapejada.

Fang compostat: es va aplicar amb una abonadora HOWARD TSD-18 que té una tolva de capacitat màxima de 1,6 m³, treballant a obertura màxima (nº 10) i ventall de dispersió mínim (franja d'una amplada aproximada de 8 m).

A cada parcel·la es va aplicar un volum d'uns 500 dm³ de FC, equivalent a uns 0.195 Mg de fang compostat (densitat 0,39 Kg dm⁻³).

Fang tèrmic: també es va aplicar amb l'abonadora HOWARD TSD-18 amb obertura màxima (nº10) i ventall mínim. Donades les característiques del fang tèrmic van caldre dues passades per cada parcel·la per aplicar la quantitat desitjada.

En aquest cas es va mesurar el pes de FT aplicat en cada passada de l'abonadora i es va corregir descomptant la part de fang que quedava escampada fora del límit estricte de la parcel·la. D'aquesta manera cada parcel·la va rebre uns 0.140–0.150 Mg de FT distribuïts molt uniformement.

A la taula 3.4 es presenta un resum on es comparen les quantitats aplicades.

Taula 3.4. Quantitats reals aplicades (equivalents a 6 Mg de M.O de fang ha⁻¹) dels tres tipus de fangs en cada parcel·la de 100 m² (Mg).

Tipus de fang	pes fresc (Mg 100m ⁻²)	pes sec (Mg 100m ⁻²)	Pes sec (Mg ha ⁻¹)
Fresc	0,54	0,11	10,9
Compostat	0,19	0,13	13,5
Tèrmic	0,15	0,13	12,8

3.2.2.3 SEMBRES

Igual com es va fer a les parcel·les de La Vallmitjana de l'any 2000 (veure capítol 1), immediatament després de aplicació dels fangs es va procedir a la sembra d'una mescla de tres tipus de llavors de gramínies, *Lolium perenne* var. *Tove*, *Festuca arundinacea* var. *Poselle* i *Dactylis glomerata* var. *Lude*, en una proporció 3:3:4 respectivament, i amb una densitat de 20 g m⁻², que equival a 200Kg de mescla de llavors ha⁻¹.

3.2.3 PARÀMETRES ANALITZATS

3.2.3.1 DADES METEREOLÒGIQUES

S'han enregistrat les dades de precipitació, humitat i temperatura ambient i del sòl en una estació metereològica instal·lada a la Vallmitjana. La humitat i temperatura mesurades es

resumien en mitjana horària i diària. La precipitació, s'enregistrava cada 15 minuts i es resumia en un total acumulat diari. Donada la proximitat entre les dues àrees d'estudi (menys de 4 Km) i la impossibilitat tècnica de disposar de dues estacions, es va considerar prou representativa la informació obtinguda a l'hora d'interpretar els resultats, tant dels sòls de La Vallmitjana com els del Puig.

L'estació metereològica disposa d'un mòdul de captació de dades model CR10X (Campbell Scientific Inc.), que emmagatzema la informació que rep dels següents sensors: una sonda HMP35AC Campbell que mesura la humitat relativa i la temperatura ambient, un pluviòmetre ARG100 Campbell, dues sondes model 107 Campbell que mesuren la temperatura del sòl i dos sensors ECHO (Decagon Devices Inc.) que mesuren la humitat del sòl instal·lats a 10 i 50 cm de fondària.

3.2.3.2. PROPIETATS BIOLÒGIQUES DEL SÒL

Per estudiar els paràmetres biològics del sòl, en cada mostreig s'agafaven 10 submostres (de 0 a 20 cm) a l'atzar per parcel·la de les quals s'obtenia una mostra composta.

El seguiment dels paràmetres analitzats en diferents etapes al llarg d'un any d'experimentació ha permès estudiar les propietats biològiques d'aquests sòls i la seva variació en el temps. La freqüència de mostreig al llarg d'una any d'experimentació va seguir una distribució exponencial negativa, donat que les sèries temporals de les dades dels paràmetres estudiats tendeixen a ajustar-se a funcions exponencials del tipus $y = y_0 e^{-rt}$ (Anderson i Domsch, 1990), com també s'ha pogut observar en el capítol 2 d'aquesta tesi. D'aquesta manera els primers mostreigs es van fer molt seguits, per tal de detectar millor els canvis que es produeixen en les fases inicials de l'aplicació. A la taula 3.5 es mostren els dies de mostreig i el temps transcorregut des del moment de l'aplicació.

Taula 3.5 Periodicitat que han seguit els mostrejos des del moment de l'aplicació fins al final de l'experiment

Tipus de mostreig	Nº	Data	Temps (setmanes)	Tipus de mostreig	Nº	Data	Temps (setmanes)
p _{CO2}	1	27/04/01	1	Flux CO2	1	Maig '01	2
	2	10/05/01	2		2	Juny '01	8
	3	28/05/01	4		3	Set '01	17
	4	28/06/01	8		4	Maig '02	61
	5	12/09/01	17		5	Oct '02	82
	6	13/11/01	34				
	7	22/05/02	61				

Al capítol 1 han estat descrits els mètodes emprats en aquest experiment. Es va determinar el contingut de carboni orgànic (Nelson i Sommers, 1982), l'activitat respiratòria potencial

(Anderson, 1982), el coeficient de mineralització del carboni (Dommergues, 1960), la biomassa microbiana (Vance *et al.*, 1987), el quocient C-mic/C-Org, el quocient metabòlic microbià (Anderson i Domsh, 1985) i el flux de CO₂ emès pel sòl.

3.2.4 TRACTAMENT DE DADES

Hem dividit el transcurs d'un any, temps de durada de l'experiment, en dos intervals. El primer que va del moment inicial, immediatament després de l'aplicació dels fangs a la vuitena setmana i que hem establert com a *curt termini* (del primer al quart mostreig) i el segon entre la dissetena setmana i l'any, establert com a *mig termini* (del cinquè al setè mostreig). Això ens ha permès, en primer lloc diferenciar els efectes immediats dels fangs sobre els paràmetres biològics estudiats, ja que als primers mesos és quan es produeixen les transformacions més importants i destacables de la matèria orgànica que contenen aquests residus (veure capítol 2), i en segon lloc estudiar la perdurabilitat d'aquests efectes a mig termini. Per tal de d'analitzar la intensitat dels efectes dels fangs sobre els paràmetres en qüestió hem tingut en compte els dos factors més rellevants, el tipus de sòl i el tipus de fang. La comparació entre aquests factors per a cada un dels paràmetres analitzats, s'ha fet mitjançant una ANOVA de dos factors (sòl, fang) amb (p valor $<0,05$). El test PLSD de Fisher l'hem aplicat en aquells casos en que hi havia diferències significatives. En tots els casos, els residus s'han avaluat per comprovar la normalitat i homocedasticitat de les dades.

Finalment, per tal d'estudiar les variacions en el temps i detectar les diferències degudes al tipus de fang i al tipus de sòl, hem fet una ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells, agrupant la sèrie de dades en dos grups. Un primer grup que va des del primer al quart mostreig (vuit setmanes de mostrejos) i un segon grup que integra les dades dels tres darrers mostrejos (des de la 17a setmana a la 61a setmana).

Totes les anàlisis s'han fet amb el software StatView versió 5.0.1 per a Windows.

3.3. RESULTATS

3.3.1 FACTORS AMBIENTALS: PRECIPITACIÓ, TEMPERATURA I HUMITAT DEL SÒL.

A la figura 3.4 es pot observar la forta variació estacional de la precipitació. Entre abril de 2001 i maig de 2002 el total de pluja acumulada va ser de 586 mm. El mesos més plujosos varen ser: maig '01 (62 mm), novembre '01 (54 mm) i desembre '01 (54 mm), abril 02 (83 mm) i maig '2 (53mm). Tenint en compte que la precipitació mitjana habitual de la zona és d'uns 700 mm any-1 (veure cap 1), podem dir que l'any 2001 va ser un any eixut. En els mesos d'estiu la precipitació va ser poc destacable (73 mm entre juny i setembre), i es va concentrar en esdeveniments puntuals de molta intensitat a mitjans de juliol i finals d'agost (Ojeda *et al.*, 2003).

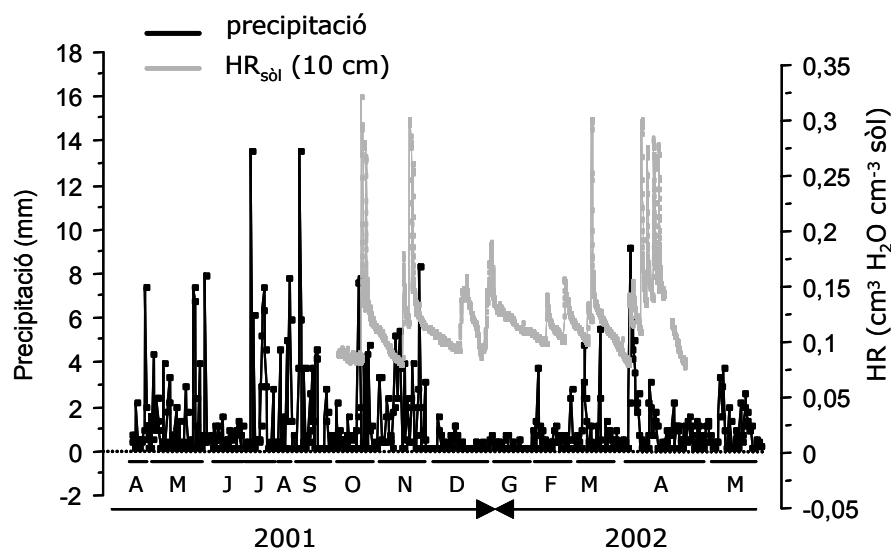


Figura 3.4 precipitació i humitat mitjana mensual del sòl (10 cm) entre abril del 2001 i maig del 2002 a partir de les dades recollides a l'estació metereològica instal·lada a Taradell (La Vallmitjana)

S'observa una considerable correlació entre la precipitació i la humitat del sòl. Malauradament no es disposa de les dades d'humitat del sòl dels primers mesos ja que encara no s'havien pogut instal·lar els sensors d'humitat. Cal dir que els sòls de textura

franca (el Puig) posseeixen una major capacitat de retenció d'aigua (Ojeda, 2002), de manera que aquest sòl romandrà humit durant més temps després de les pluges.

La temperatura mitjana de l'any 2001 ha estat de 12,4°C i, per tant, des d'un punt de vista tèrmic ha estat un any normal (veure capítol 1), amb una temperatura mínima de -10°C registrada el mes de desembre i màxima de 37 °C el mes d'agost. La temperatura del sòl està directament relacionada amb la temperatura de l'aire atmosfèric de las capes pròximes al sòl, com podem veure a la figura 3.5 on s'aprecia una bona correlació entre la temperatura del sòl i la de l'ambient: $Y_{10\text{cm}} = 3,09 + 0,91 * X$; $r^2 = 0,79$ (Sent Y la temperatura del sòl a profunditat i , X la temperatura ambient). En general s'accepta que la temperatura del sòl a 50 cm de profunditat equival a la de l'aire més 1 grau centígrad i, per tant esperarem que la pendent de la recta s'apropi també a 1. Per trobar un bon ajust, caldria tenir en compte, però, el retard del front de calor entre la superfície i 50 cm.

Donada la diferència d'alçada (s.n.m) entre les parcel·les localitzades a El Puig i la Vallmitjana, amb una cota d'alçada menor en les primeres, hem de suposar que la temperatura de l'aire mitjana ha de ser lleugerament més elevada a El Puig i, per tant, la temperatura de la superfície del sòl serà també més elevada. S'ha de tenir en compte, però, les habituals inversions tèrmiques que es produeixen a la Plana de Vic que poden modificar el balanç tèrmic a la zona del Puig, però en canvi afecten molt poc a la Vallmitjana.

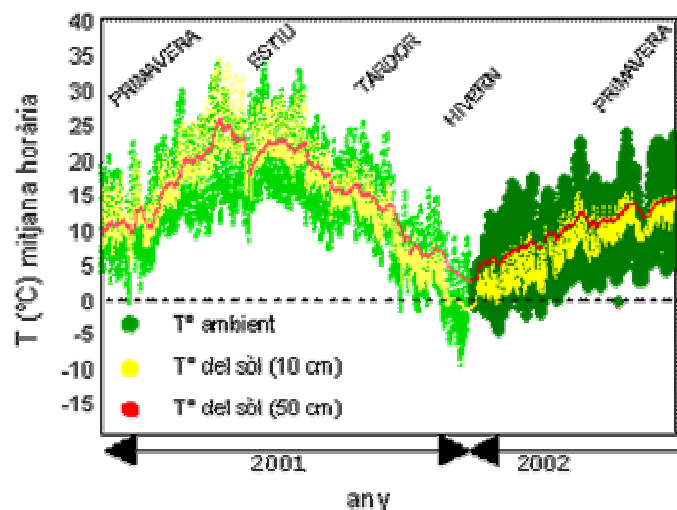


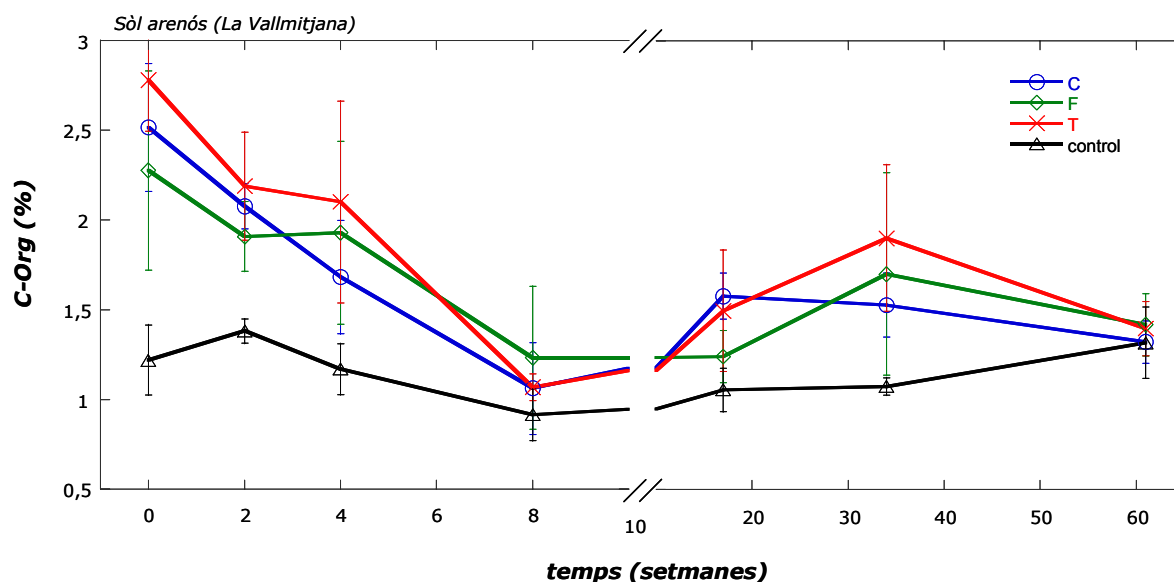
Figura 3.5 mitjana horària de la temperatura ambient i la temperatura del sòl (10 i 50 cm) en els 12 mesos de durada de l'experiment, a la Vallmitjana (Taradell)

Com es pot veure a la figura precedent, la temperatura del sòl i la de l'aire estan sotmeses a canvis estacionals. Aquestes oscil·lacions, però, es van amortint cap a les capes més profundes, sobretot en els mesos més freds, durant la tardor i l'hivern on la temperatura mitjana a 50 cm es manté més alta que en superfície.

3.3.2. PROPIETATS BIOLÒGIQUES DEL SÒL

3.3.2.1 CARBONI ORGÀNIC DEL SÒL

Els valors màxims s'obtenen en ambdós sòls al primer mostreig, després d'una setmana de l'aplicació. S'ha de dir, però, que donada la gran heterogeneïtat espacial en la distribució dels fangs, la variabilitat dins un mateix tractament és molt elevada i, per tant, les diferències observades no es poden atribuir només al tipus de fang. Els valors màxims s'han trobat en els sòls esmenats de textura arenosa (La Vallmitjana), amb màxims de $2,5 \pm 0,4$ % C, tots ells molt superiors als de les parcel·les control ($1,2 \pm 0,3$ %) (figura 3.6). S'ha observat, tot i així, una gran variabilitat dins un mateix tractament, de manera que cal pensar tant en una variabilitat de tipus espacial com temporal. En el sòl control s'observa un lleuger increment respecte al valor previ a l'aplicació de fangs (taula 3.2), degut possiblement a l'aportació de carboni per part de les restes vegetals triturades.



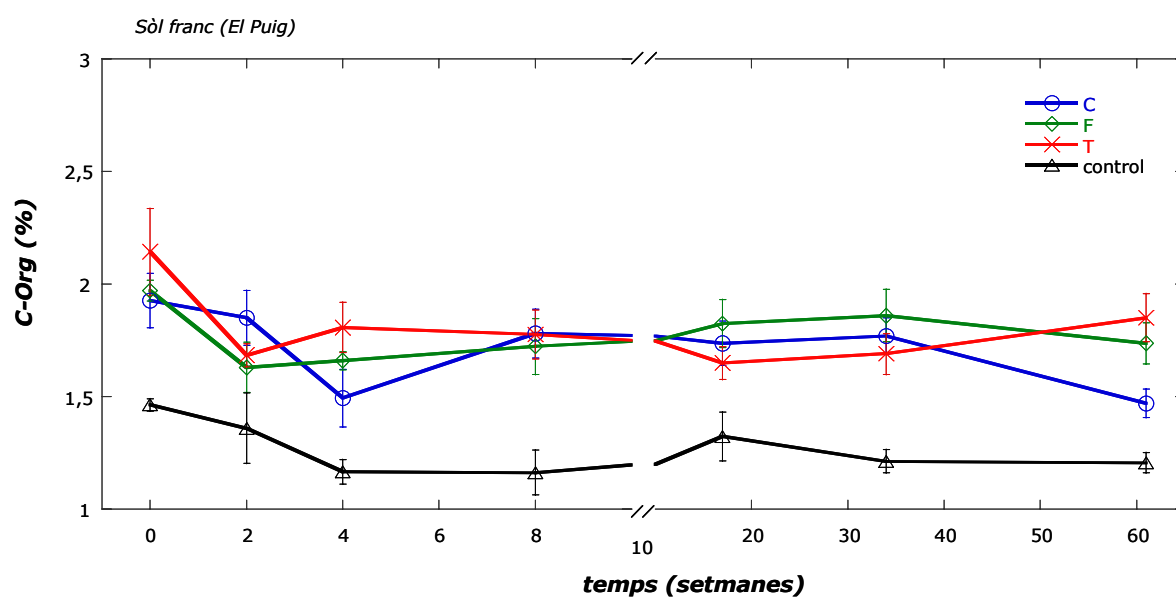


Figura 3.6 Variació temporal dels nivells de carboni orgànic als sòls de textura arenosa (N=5) i textura franca (N=3).

Les barres representen la desviació estàndard (SD).

Pel que fa a l'efecte dels fangs, immediatament després de la seva incorporació hi ha una clara diferència entre les parcel·les adobades i els controls ($p < 0,0001$). En canvi, entre els tipus de fangs no s'aprecien diferències significatives.

Al principi s'observen diferències segons el tipus de sòl (textura arenosa o franca) amb valors superiors en els sòls arenosos (La Vallmitjana), però al mateix temps és en aquests sòls on es produeix una davallada més intensa, arribant a valors similars als del control a la vuitena setmana (quart mostreig). Aquestes diferències, però, desapareixen al agrupar els quatre primers mostrejors, com demostra l'ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells, on únicament es detecta l'efecte fertilitzant ($p < 0,0001$), és a dir, sòl esmenat o sòl no esmenat, i no el tipus de fang aplicat.

Donada la proximitat dels quatre primers mostrejors, i l'elevada variabilitat inicial en el contingut de carboni del sòl, sobretot en els sòls de textura arenosa (La Vallmitjana), s'han estudiat els efectes a curt termini agrupant-los. A la taula 3.6 es pot veure que entre el 1er i 4rt mostreig no hi cap diferència entre tipus de fang ($p = 0,2620$) i, que en contra del que esperàriem, tampoc hi ha diferències segons el tipus de sòl ($p = 1,871$)

Taula 3.6. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p < 0,05$) del C-Org tenint en compte els diferents factors (tipus de fang i sòl). Temps agrupat en dues categories (1-4: quatre primers mostrejos; 5-7: tres darrers mostrejos)

Factor	g.l	temps (1a-4a setmana)			g.l	temps (17a-61a setmana)		
		suma de quadrats	F-valor	P		suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	0,443	1,444	0,2620	2	0,104	0,0808	0,4612
sòl	1	0,288	1,880	1,871	1	0,837	12,954	0,0021
Fang*sòl	2	0,049	0,160	0,8535	2	0,153	1,185	0,3285
temps	3	7,837	32,082	<0,0001	2	0,525	4,223	0,0225
temps*fang	6	0,695	1,423	0,2228	4	0,270	1,084	0,3788
Temps*sòl	3	4,440	18,175	<0,0001	2	0,213	1,714	0,1945

Tot i no haver-hi diferències a curt termini entre els dos sòls, el patró que segueix en el temps el carboni orgànic és diferent segons el sòl, tal com demostra la interacció significativa entre els factors temps i tipus de sòl (temps*sòl = $p < 0,0001$). Per contra, a mitjà termini, el contingut de carboni orgànic varia de manera significativa segons el sòl ($p = 0,0021$), amb valors lleugerament superiors als de textura franca (El Puig).

Un any després de l'aplicació (6è mostreig), els sòls esmenats s'estabilitzen, igualant-se als nivells de carboni orgànic previs a l'aplicació. Per contra, en el sòl de textura franca (El Puig), el contingut de carboni orgànic del sòl al cap d'un any continua sent superior en els sòls esmenats, amb nivells superiors als del sòl control.

3.3.2.2. ACTIVITAT RESPIRATÒRIA POTENCIAL (ARP) I COEFICIENT DE MINERALITZACIÓ DEL CARBONI (CMC)

Activitat Respiratòria potencial

Els valors de l'activitat respiratòria estan representats a la figura 3.7, on es pot observar com els sòls de les parcel·les fertilitzades, immediatament després de l'aplicació, presenten una major activitat respiratòria que els de les parcel·les control ($p < 0,0001$).

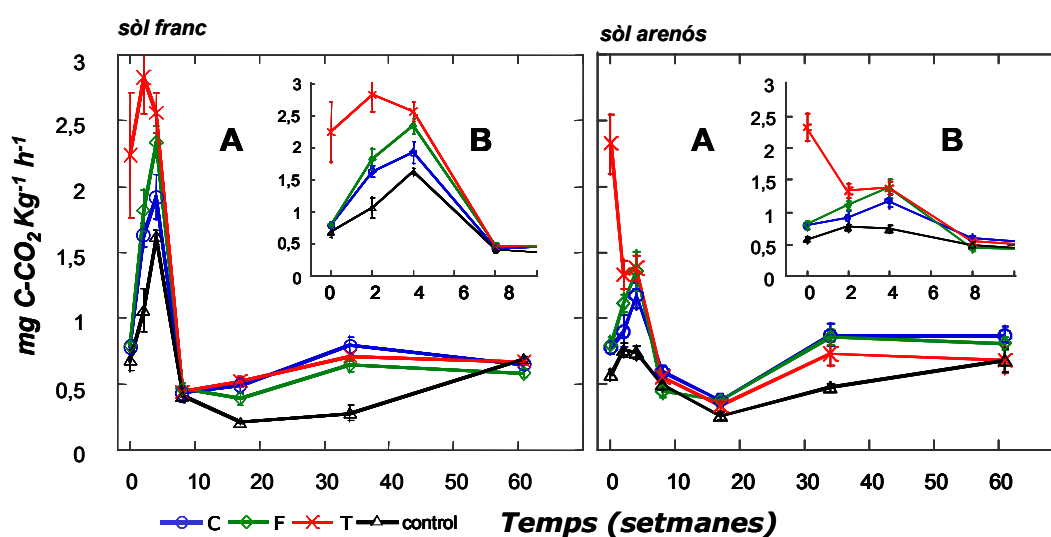


Figura 3.7 Dinàmica temporal de l'ARP ($\text{mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ sòl h}^{-1}$) dels sòls en els diferents tractaments (C=compostat, F=fang fresc, T=tèrmic i control)

A: a un any d'experiment; B: detall de les vuit primeres setmanes. A l'eix d'abscisses el temps en setmanes. Mostrejos: 1= 1 setmana; 2= 2 setmanes; 3= 4 setmanes; 4= 8 setmanes; 5= 17 setmanes; 6= 34 setmanes i 7= 62 setmanes. El Puig, sòl format sobre margues de textura franca (n=3); La Vallmitjana, sòl format sobre gresos de textura arenosa (n=5). Les barres representen l'Error Estàndard (SE).

Al principi no s'observen diferències segons el tipus de sòl, però a partir del segon mostreig hi ha un fort increment en l'ARP dels sòls de textura franca (El Puig) respecte als de textura arenosa (La Vallmitjana). Aquest increment es produeix també en les parcel·les control i, per tant, hem de pensar que es tracta d'un efecte aliè al tractament. L'ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells (tipus de fang i de sòl) (taula 3.7), ens mostra com el factor sòl condiona de manera significativa ($p < 0,0001$) l'ARP dels sòls esmenats i, per tant, a curt termini, el tipus de sòl determinarà aquest paràmetre.

Taula 3.7. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p < 0,05$) de l'ARP ($\text{mg C-CO}_2 \text{ Kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) tenint en compte els diferents factors (tipus de fang i sòl).

Temps agrupat en dues categories (1-4: quatre primers mostrejos; 5-7: tres darrers mostrejos)

Factor	gl	temps (1a-4a setmana)			temps (17a-61a setmana)			
		suma de quadrats	F-valor	P	gl	suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	8,013	39,898	<0,0001	2	0,067	2,064	0,1559
sòl	1	4,714	46,938	<0,0001	1	0,045	2,962	0,1024
Fang*sòl	2	0,327	1,627	0,2240	2	0,109	3,589	0,0488
temps	3	22,334	126,746	<0,0001	2	1,623	54,005	<0,0001
temps*fang	6	6,532	18,536	<0,0001	4	0,024	0,402	0,8058
Temps*sòl	3	5,973	33,896	<0,0001	2	0,220	7,331	0,0021

A partir del cinquè mostreig (17a setmana), les diferències entre els dos sòls han desaparegut ($p=0,1024$).

Aquesta anàlisi (taula 3.7), també ens indica que a curt termini (1-4 mostreig) l'activitat respiratòria dels sòls depèn de manera significativa ($p < 0,0001$) del tipus de fang, amb nivells majors en les parcel·les amb fang tèrmic (sòl franc: $2,83 \pm 0,47$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ h⁻¹; sòl arenós: $2,32 \pm 0,48$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ h⁻¹); seguit del fang fresc (sòl franc: $2,33 \pm 0,21$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ h⁻¹; sòl arenós: $1,36 \pm 0,48$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ h⁻¹); i per últim el compostat (sòl franc: $1,9 \pm 0,29$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ h⁻¹; sòl arenós: $1,7 \pm 0,21$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ h⁻¹). No obstant, com es pot veure a la figura 3.7 les diferències entre tractaments disminueixen ràpidament, arribant a igualar-se en dos mesos ($p = 0,1559$).

Pel que fa a la dinàmica de l'activitat respiratòria potencial dels sòls esmenats, tant de textura arenosa com franca, entre les vuit primeres setmanes és quan es produeixen els canvis més grans. Un mes després de l'aplicació, es produeix una forta davallada fins arribar a estabilitzar-se a les vuit setmanes (4rt mostreig). Es a dir, l'efecte dels fangs en relació a l'activitat respiratòria potencial té una durada relativament curta, encara que al llarg de l'any que ha durat l'experiment, els sòls esmenats continuaven presentant una major activitat respiratòria potencial que els respectius controls ($p < 0,0001$).

Els mesos de màxima activitat coincideixen, per una banda als estadis successius a l'aplicació i per altra amb el període de creixement de la vegetació, entre el primer i tercer mostreig, coincidint amb la primavera de l'any 2001. També s'observa un increment en ambdós sòls (francs i arenosos) en el 6è i 7è mostreig, coincidint aquests amb la tardor del 2001 i la primavera del 2002 respectivament (figura 3.7b).

Coefficient de mineralització del carboni (CMC)

El coeficient de mineralització del carboni, relaciona la respiració basal (ARP) amb el carboni orgànic, és a dir ens està indicant la fracció de carboni orgànic que està sent mineralitzada en un temps, t .

Immediatament després de l'aplicació, únicament s'aprecien diferències significatives entre les parcel·les adobades amb fang tèrmic i la resta de tractaments ($p < 0,0001$), amb valors molt superiors, com podem veure a la figura 3.8, tant en el sòl de textura arenosa ($0,828 \pm 0,12$ h⁻¹ × 10⁻⁴) com en el sòl de textura franca, sent aquests encara més elevats ($1,02 \pm 0,27$ h⁻¹ × 10⁻⁴). A la figura 3.8b, s'observen en detall els quatre primers mostrejos.

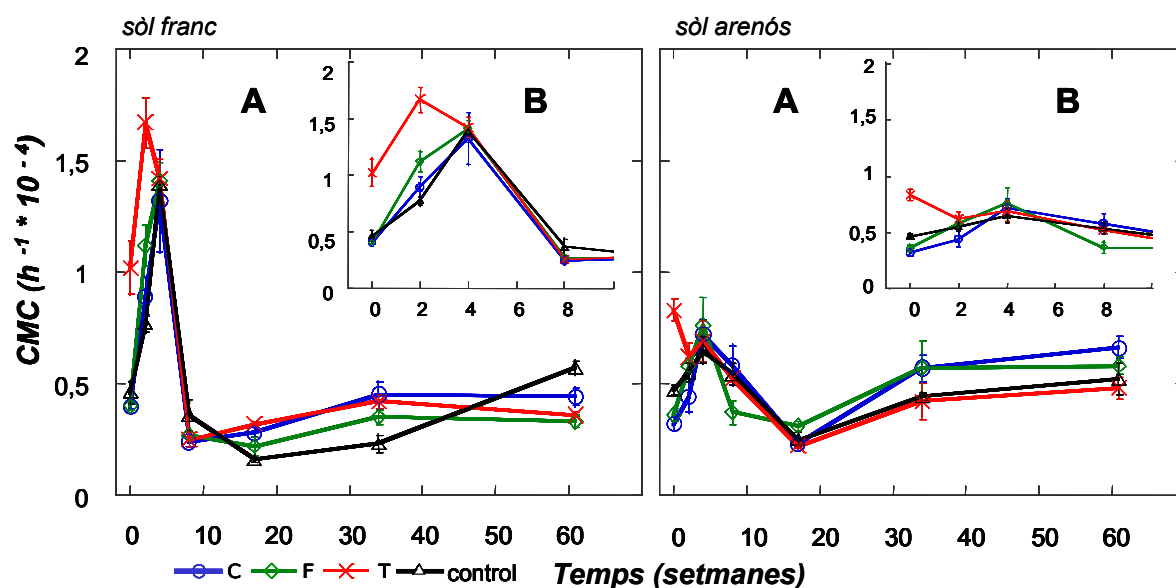


Figura 3.8. Dinàmica temporal del Coeficient de Mineralització del Carboni ($h^{-1} \times 10^{-4}$) en els diferents tractaments 0(C=compostat, F=fang fresc, T=tèrmic i control)

A: un any d'experiment; B: detall de les vuit primeres setmanes. A l'eix d'abscisses el temps en setmanes. Mostrejos: 1= 1 setmana; 2= 2 setmanes; 3= 4 setmanes; 4= 8 setmanes; 5= 17 setmanes; 6= 34 setmanes i 7= 62 setmanes. El Puig, sòl format sobre margues de textura franca (n=3); La Vallmitjana, sòl format sobre gresos de textura arenosa (n=5). Les barres representen l'Error Estàndard (SE).

L'ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells (taula 3.8) ens permet identificar les diferències en funció dels factors quedant demostrat que el tipus de fang i el tipus de sòl, a curt termini, determinen de manera significativa aquest coeficient ($p < 0,0001$). Cal insistir en que aquest és un efecte a curt termini, ja que a partir del segon mes l'efecte dels diferents fangs desapareix ($p = 0,1124$). Pel que fa als sòls, a mitjà termini continua havent-hi diferències ($p = 0,0019$), en aquest cas, però, son els sòls de textura arenosa els que presenten nivells lleugerament superiors.

Taula 3.8. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p < 0,05$) del CMC tenint en compte els diferents factors (tipus de fang i sòl).

Temps agrupat en dues categories (1-4: quatre primers mostrejos; 5-7: tres darrers mostrejos)

Factor	gl	temps (1a-4a setmana)			temps (17a-61a setmana)			
		suma de quadrats	F-valor	P	gl	suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	1,198	31,227	<0,0001	2	0,060	2,474	0,1124
sòl	1	2,064	107,658	<0,0001	1	0,159	13,149	0,0019
Fang*sòl	2	0,198	5,150	0,0170	2	0,091	3,779	0,0426
temps	3	6,442	82,340	<0,0001	2	0,646	23,962	<0,0001
temps*fang	6	1,267	8,097	<0,0001	4	0,043	0,803	0,5315
Temps*sòl	3	3,401	43,467	<0,0001	2	0,125	4,624	0,0163

És interessant observar com el fang compostat, que conté una matèria orgànica molt més estabilitzada (Ecofangs, 2003), presenta a curt termini (1-4 mostreig) un coeficient de mineralització inferior als altres fangs i molt similar als controls. No obstant, a partir del 5è

mostreig (17a setmana) experimenta un lleuger increment igualant-se als altres tractaments i mantenint-se per sobre dels controls.

3.3.2.3. BIOMASSA MICROBIANA I RELACIÓ CARBONI MICROBIÀ / CARBONI ORGÀNIC (C-MIC/C-ORG)

Biomassa microbiana

En els sòls esmenats augmenta de manera significativa ($p < 0,0001$) la biomassa microbiana (figura 3.9). Podem veure també com els nivells de biomassa microbiana varien significativament ($p < 0,0001$) entre les dues zones, com també queda demostrat amb l'ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells (taula 3.9). Aquesta anàlisi ens mostra, també, que no hi ha diferències entre els tipus de fang ($p = 0,8622$), de manera que podem dir que el tipus de fang no és un factor que determini la quantitat de biomassa microbiana d'aquests sòls.

Taula 3.9. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p < 0,05$) de la biomassa microbiana ($\mu\text{g C-mic g}^{-1}$) tenint en compte els diferents factors.

Temps agrupat en dues categories (1-4: quatre primers mostrejos; 5-7: tres darrers mostrejos)

Factor	gl	temps (1a-4a setmana)			temps (17a-61a setmana)			
		suma de quadrats	F-valor	P	gl	suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	983,065	0,1	0,8622	2	5682,5	0,9	0,4007
sòl	1	610401,9	185,5	<0,0001	1	117578,9	39,8	<0,0001
Fang*sòl	2	43107,2	6,6	0,0073	2	20997,8	3,6	0,0499
temps	3	459462,9	23,5	<0,0001	2	93647,5	13,6	<0,0001
temps*fang	6	71891,1	1,8	1,091	4	88661,6	6,4	0,0005
Temps*sòl	3	782563,1	39,9	<0,0001	2	148083,9	21,5	<0,0001

Immediatament després de l'aplicació dels fangs (1a setmana) s'observa que als sòls de textura franca hi ha de l'ordre d'un 50% ($441,3 \pm 90,2 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$) més carboni microbià que als de textura arenosa ($163,0 \pm 44,1 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$), i un gran increment respecte als propis controls (sòl franc: $170,4 \pm 56,9 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$; sòl arenós: $113,4 \pm 41, \mu\text{g C-mic g}^{-1}$). En canvi, en els sòl arenós hi ha un retard, i no es produeix l'increment fins passats 2 mesos (4rt mostreig) arribant als nivells que s'havien assolit al sòl franc ($491,9 \pm 137,8 \mu\text{g C-mic g}^{-1}$).

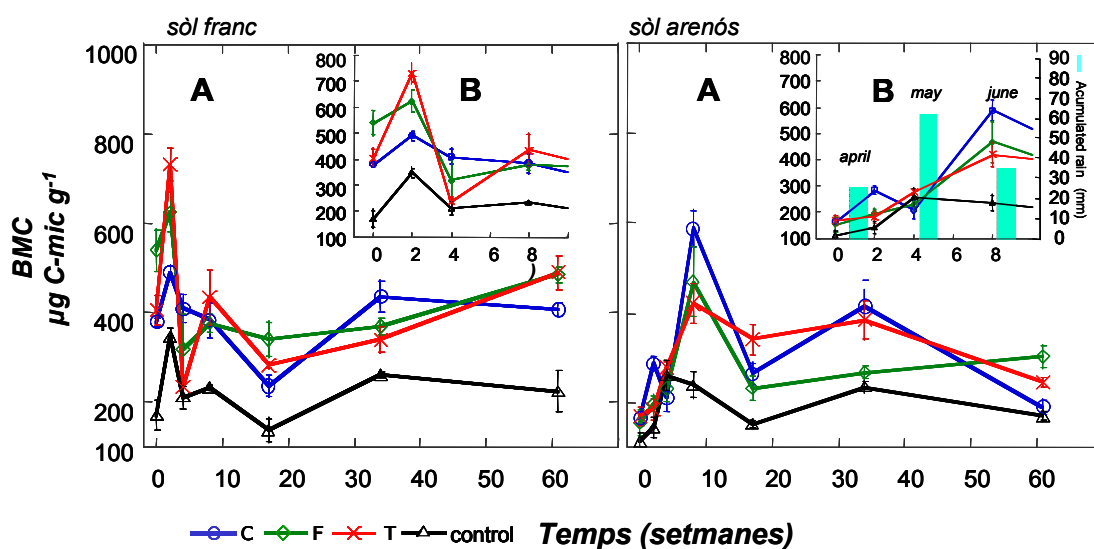


Figura 3.9 Nivells de la biomassa microbiana dels sòls en els diferents tractaments (C=compostat, F=fang fresc, T=tèrmic i control)

A: un any d'experiment; B: detall de les vuit primeres setmanes (en blau les barres de precipitació; mm pluja acumulada). A l'eix d'abscisses el temps en setmanes. Mostrejos: 1= 1 setmana; 2= 2 setmanes; 3= 4 setmanes; 4= 8 setmanes; 5= 17 setmanes; 6= 34 setmanes i 7= 62 setmanes. El Puig, sòl format sobre margues de textura franca (n=3); La Vallmitjana, sòl format sobre gresos de textura arenosa (n=5). Les barres representen l'Error Estàndard (SE).

En els sòls de textura arenosa el retard en l'augment de la biomassa microbiana s'aprecia millor al observar la dinàmica temporal d'aquest paràmetre, representada en detall a la figura 3.9b, on veiem que la biomassa microbiana va incrementant fins a arribar al màxim desenvolupament a la vuitena setmana, com ja havíem observat anteriorment. Al comparar amb les dades de pluja, estimada a partir de la mitjana acumulada durant els trenta dies precedents a cada mostreig, observem que hi ha un pic de precipitació (62 mm) al final de la primavera, coincidint amb el tercer mostreig (finals de maig). Això ens podria explicar el motiu pel qual es produeix un increment de la biomassa microbiana al quart mostreig, que vindria a ser una resposta a l'estat d'humitat del sòl generada en els dies precedents.

Pel que fa als fangs l'efecte que aquests provoquen en la biomassa microbiana, és molt diferent segons la zona d'estudi, tal i com també s'observa en l'ANOVA de mesures repetides on la interacció fang*sòl resulta ser significativa ($p=0,0073$). Ja hem comentat que en el sòl de textura franca la resposta a l'aplicació del fang és immediata, al contrari de la zona de gresos on fins al quart mostreig no s'observa un increment prou significatiu ($p=0,0016$). És interessant observar, però, que en el cas del fang compostat la resposta és anterior, amb valors superiors i significativament diferents ($p<0,05$), ja en el segon mostreig, a la resta de tractaments.

Quocient C-mic/C-Org

Aquests paràmetre ens està indicant la càrrega microbiana que hi ha per unitat de carboni orgànic (%). Si observem la figura 3.10, a la setmana de l'aplicació (primer mostreig), s'aprecia una gran i significativa diferència ($p < 0,0001$) entre els sòls esmenats i els controls únicament al Puig.

L'ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells (taula 3.10) ens mostra com aquest quocient varia de manera significativa segons el tipus de sòl ($p = 0,0145$).

Taula 3.10. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p < 0,05$) del quocient C-mic/C-Org tenint en compte els diferents factors.

Temps agrupat en dues categories (1-4: quatre primers mostrejos; 5-7: tres darrers mostrejos)

Factor	gl	temps (1a-4a setmana)			gl	temps (17a-61a setmana)		
		suma de quadrats	F-valor	P		suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	1,036	0,528	0,5987	2	0,019	0,069	0,9332
sòl	1	7,178	7,317	0,0145	1	0,739	5,462	0,0312
Fang*sòl	2	2,472	1,260	0,3076	2	2,224	0,827	0,4531
temps	3	57,243	20,507	<0,0001	2	2,390	4,227	0,0224
temps*fang	6	6,256	1,121	0,3628	4	4,012	3,548	0,0154
Temps*sòl	3	78,435	28,100	<0,0001	2	5,088	8,999	0,0007

Pel que fa als fangs, per la categoria de temps (1-4) no hi ha diferències significatives ($p = 0,5987$). Únicament, com ja hem apuntat, immediatament després de l'aplicació s'observen diferències entre els sòls de textura franca, amb valors superiors a les parcel·les amb fang fresc ($2,7 \pm 0,4$ %) seguit del compostat, el tèrmic i finalment els controls. Als sòls arenosos, on com ja hem vist hi havia un retard en la proliferació de la biomassa microbiana, l'increment en la relació C-mic/C-Org no es produeix fins al quart mostreig (figura 10b).

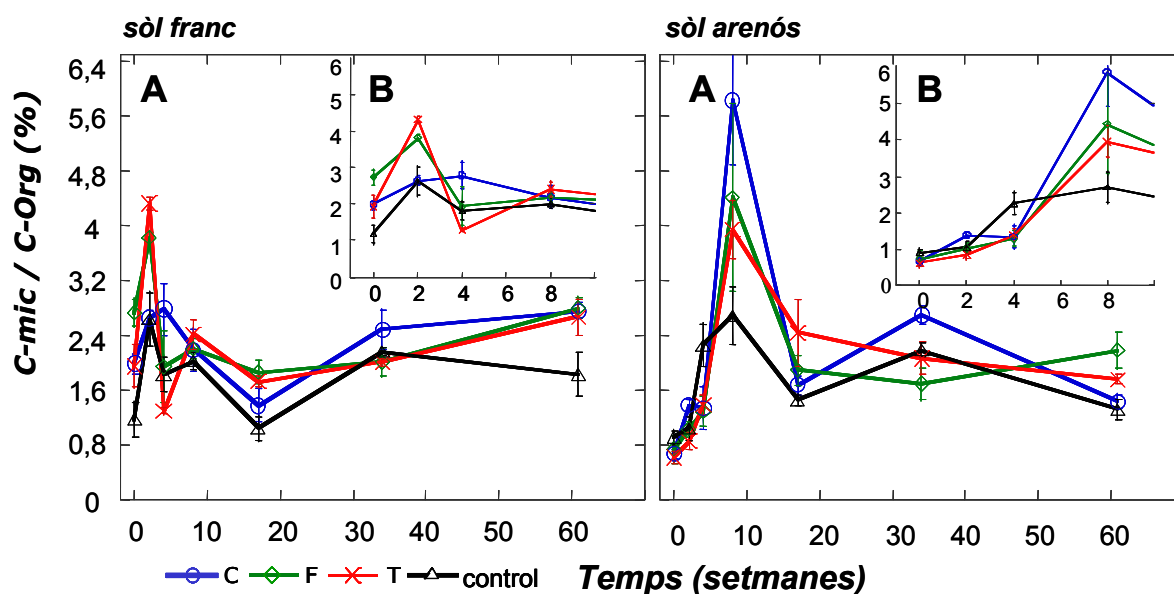


Figura 3.10. Quocient C-mic/C-Org (%) en els diferents tractaments (C=compostat, F=fang fresc, T=tèrmic i control)

A: un any d'experiment; B: detall de les vuit primeres setmanes. A l'eix d'abscisses el temps en setmanes. Mostrejos: :1= 1 setmana; 2= 2 setmanes; 3= 4 setmanes; 4= 8 setmanes; 5= 17 setmanes; 6= 34 setmanes i 7= 62 setmanes. El Puig, sòl format sobre margues de textura franca (n=3); La Vallmitjana, sòl format sobre gresos de textura arenosa (n=5). Les barres representen l'Error Estàndard (SE).

3.3.2.4 QUOCIENT METABÒLIC (QCO₂)

A curt termini, des del moment de l'aplicació fins la vuitena setmana, el quocient metabòlic microbià depèn del tipus de sòl ($p=0,0128$) tal com demostra l'ANOVA de mesures repetides (taula 3.11). També s'observen diferències segons el tipus de fang ($p=0,0002$): el qCO_2 és superior als sòls esmenats amb fang tèrmic (figura 3.11)

Taula 3.11. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p<0,05$) del quocient metabòlic [$(g\ C-CO_2 / g\ C-mic) h^{-1} \times 10^{-3}$] tenint en compte els diferents factors.

Temps agrupat en dues categories (1-4: quatre primers mostrejos; 5-7: tres darrers mostrejos)

Factor	gl	temps (1a-4a setmana)			temps (17a-61a setmana)			
		suma de quadrats	F-valor	P	gl	suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	155,910	14,180	0,0002	2	2,448	3,272	0,0614
sòl	1	42,021	7,644	0,0128	1	9,851	26,334	<0,0001
Fang*sòl	2	3,688	0,335	0,7194	2	3,294	4,403	0,0278
temps	3	416,415	38,831	<0,0001	2	8,599	11,772	0,0001
temps*fang	6	128,124	5,974	<0,0001	4	5,346	3,660	0,0133
Temps*sòl	3	175,198	16,337	<0,0001	2	16,022	21,935	<0,0001

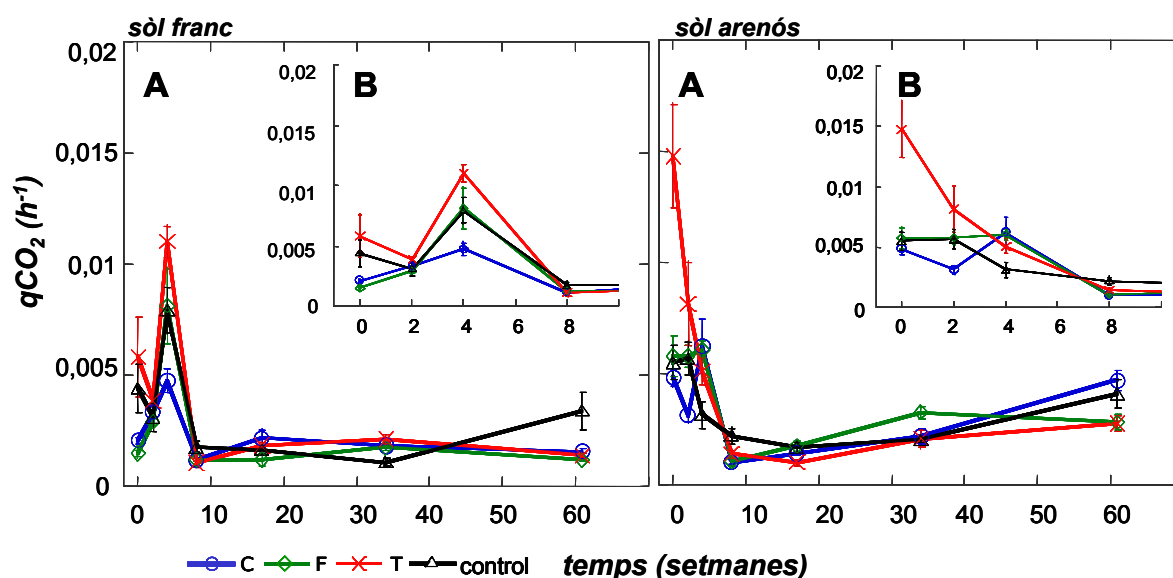


Figura 3.11. Quocient metabòlic microbià (qCO_2) en els diferents tractaments (C=compostat, F=fang fresc, T=tèrmic i control)

A: un any d'experiment; B: detall de les vuit primeres setmanes. A l'eix d'abscisses el temps en setmanes. Mostrejos: 1= 1 setmana; 2= 2 setmanes; 3= 4 setmanes; 4= 8 setmanes; 5= 17 setmanes; 6= 34 setmanes i 7= 62 setmanes. El Puig, sòl format sobre margues de textura franca (n=3); La Vallmitjana, sòl format sobre gresos de textura arenosa (n=5). Les barres representen l'Error Estàndard (SE).

El fort augment inicial del quocient metabòlic microbià degut a l'addició del fang tèrmic s'observa als dos sòls, bé que de manera més clara als sòls de textura arenosa (La Vallmitjana: $qCO_2 = 0,0148 \pm 0,0005 h^{-1}$). L'augment desapareix amb el temps; al cap de vuit setmanes el qCO_2 de les parcel·les tractades amb fang tèrmic és semblant al de la resta de parcel·les.

3.3.2.5 FLUX DE CO₂

A la figura 3.12 veiem com dues setmanes després de l'aplicació el flux de CO₂ dels sòls esmenats en més elevat que els dels sòls control ($p < 0,05$). En detall (figura 3.12b), es poden apreciar millor les diferències.

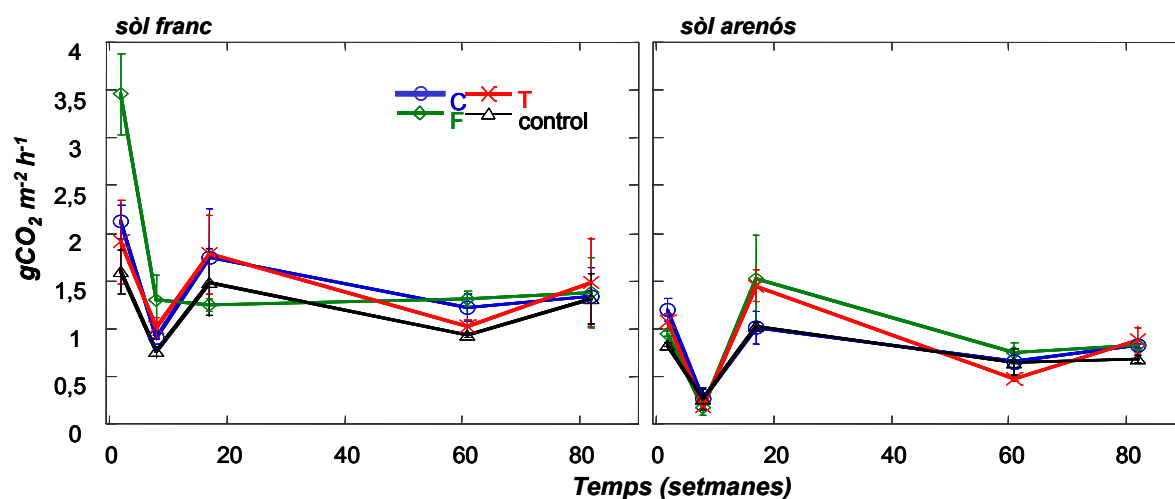


Figura 3.12. Variació temporal del flux de CO₂ a les parcel·les de La Vallmitjana (sòl de gresos) i el Puig (sòl de margues).

B: detall de les vuit primeres setmanes); La Vallmitjana, sòl format sobre gresos de textura arenosa (n=5). Les barres representen l'Error Estàndard (SE).

Aquest increment és destacable, sobretot, en els sòls de textura franca adobats amb fang fresc. Als sòls arenosos, tot i no ser tant marcades les diferències, els sòls adobats amb fang compostat i tèrmic presenten un flux de CO₂ major al sòl control. S'aprecien també les diferències en funció del tipus de sòl amb valors mitjans inicials molt més alts al sòl de textura franca (El Puig) ($2,27 \pm 0,89$ g m⁻² h⁻¹) respecte al sòl de textura arenosa (La Vallmitjana) ($1,01 \pm 0,18$ g m⁻² h⁻¹). l'ANOVA de mesures repetides (taula 3.12) ens indica que entre els dos primers mesos (curt termini), hi ha diferències significatives en quant al flux de CO₂ entre els diferents fangs. Es interessant, també, destacar com el factor temps resulta significatiu, demostrant així, que hi ha una gran diferència entre el primer (2a setmana) i segon mostreig (8ena setmana). Aquests, es deu a la forta davallada que experimenta el flux de CO₂ del sòl en tots els tractaments. Vuit setmanes després de l'aplicació, els sòls esmenats amb fang fresc presenten major flux que el control en ambdós sòls.

A mitjà termini, a partir de la 17a setmana fins a la 82ena setmana, han desaparegut totalment les diferències que es detectaven entre els fangs ($p=0,6767$). Entre els dos sòls es mantenen encara les mateixes diferències ($p<0,0001$), amb un flux molt més baix en els sòls de textura arenosa ($0,829 \pm 0,29$ g m⁻² h⁻¹) respecte als sòls francs ($1,438 \pm 0,478$ g m⁻² h⁻¹)

Taula 3.12. ANOVA de mesures repetides d'un factor a dos nivells ($p < 0,05$) del flux de CO_2 ($\text{gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) tenint en compte els diferents factors.

Temps agrupat en dues categories (2 a 8 setmanes i 17 a 82 setmanes de temps transcorregut des de l'aplicació)

Factor	gl	Flux CO_2 2a-8a (setmana)			Flux CO_2 17a – 82a (setmana)			
		suma de quadrats	F-valor	P	gl	suma de quadrats	F-valor	P
fang	2	2,706	11,863	0,0014	2	0,093	0,403	0,6767
sòl	1	11,505	100,87	<0,0001	1	5,899	51,212	<0,0001
Fang*sòl	2	0,816	3,576	0,0605	2	0,072	0,314	0,7366
temps	1	10,757	73,167	<0,0001	2	2,272	8,775	0,0014
temps*fang	2	0,543	1,847	0,1998	4	0,804	1,553	0,2191
Temps*sòl	1	0,995	6,767	0,0232	2	0,561	2,169	0,1362

És interessant veure com el patró temporal que segueixen els dos sòls és pràcticament idèntic. A curt termini, la interacció temps*sòl, resulta significativa ($p=0,0232$), a causa del comportament dels sòls esmenats amb fang fresc que, com ja hem dit experimenten una forta davallada inicial, cosa que no s'observava de manera tan pronunciada al sòls arenosos. En canvi, a partir de la vuitena setmana (temps*sòl: $p=0,1362$) en els dos sòls hi ha la mateixa tendència. Això respon a la gran dependència d'aquest paràmetre de les condicions ambientals, de temperatura i humitat del sòl.